Atena
Editora
Ano 2022

Investigação de aspectos construtivos e operacionais DE PRÉ FILTRAÇÃO seguida de FILTRAÇÃO LENTA



Samuel Lunardi • Marcelle Martins • Vanessa de Andrade Puhl
Marcus Bruno Domingues Soares • Bruno Segalla Pizzolatti
Gabriel Lunardi • Andressa Gabriela Glusczak • Tiago Onuczak Poncio

Atena
Editora
Ano 2022

Investigação de aspectos construtivos e operacionais DE PRÉ FILTRAÇÃO seguida de FILTRAÇÃO LENTA



Samuel Lunardi • Marcelle Martins • Vanessa de Andrade Puhl
Marcus Bruno Domingues Soares • Bruno Segalla Pizzolatti
Gabriel Lunardi • Andressa Gabriela Glusczak • Tiago Onuczak Poncio

Editora chefe
Profª Drª Antonella Carvalho de Oliveira
Editora executiva
Natalia Oliveira
Assistente editorial
Flávia Roberta Barão
Bibliotecária
Janaina Ramos
Projeto gráfico
Camila Alves de Cremo
Daphynny Pamplona
Gabriel Motomu Teshima
Luiza Alves Batista
Natália Sandrini de Azevedo
Imagens da capa
iStock
Edição de arte
Luiza Alves Batista

Investigação de aspectos construtivos e operacionais de pré filtração seguida de filtração lenta

Diagramação: Natália Sandrini de Azevedo
Correção: Mariane Aparecida Freitas
Indexação: Amanda Kelly da Costa Veiga
Revisão: Os autores

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

I62 Investigação de aspectos construtivos e operacionais de pré filtração seguida de filtração lenta / Samuel Lunardi, Marcelle Martins, Vanessa de Andrade Puhl, et al. - Ponta Grossa - PR, 2022.

Outros autores
Marcus Bruno Domingues Soares
Bruno Segalla Pizzolatti
Gabriel Lunardi
Andressa Gabriela Glusczak
Tiago Onuczak Poncio

Formato: PDF
Requisitos de sistema: Adobe Acrobat Reader
Modo de acesso: World Wide Web
Inclui bibliografia
ISBN 978-65-5983-821-9
DOI: https://doi.org/10.22533/at.ed.219221301

1. Filtração. 2. Dupla camada. 3. Perda de carga. 4. Qualidade da água. 5. Raspagem. 6. Taxa de filtração. I. Lunardi, Samuel. II. Martins, Marcelle. III. Puhl, Vanessa de Andrade. IV. Título.

CDD 697.9316

Elaborado por Bibliotecária Janaina Ramos – CRB-8/9166

Atena Editora
Ponta Grossa – Paraná – Brasil
Telefone: +55 (42) 3323-5493
www.atenaeditora.com.br
contato@atenaeditora.com.br

CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE

Atena Editora
Ano 2022

DECLARAÇÃO DOS AUTORES

Os autores desta obra: 1. Atestam não possuir qualquer interesse comercial que constitua um conflito de interesses em relação ao artigo científico publicado; 2. Declaram que participaram ativamente da construção dos respectivos manuscritos, preferencialmente na: a) Concepção do estudo, e/ou aquisição de dados, e/ou análise e interpretação de dados; b) Elaboração do artigo ou revisão com vistas a tornar o material intelectualmente relevante; c) Aprovação final do manuscrito para submissão.; 3. Certificam que o texto publicado está completamente isento de dados e/ou resultados fraudulentos; 4. Confirmam a citação e a referência correta de todos os dados e de interpretações de dados de outras pesquisas; 5. Reconhecem terem informado todas as fontes de financiamento recebidas para a consecução da pesquisa; 6. Autorizam a edição da obra, que incluem os registros de ficha catalográfica, ISBN, DOI e demais indexadores, projeto visual e criação de capa, diagramação de miolo, assim como lançamento e divulgação da mesma conforme critérios da Atena Editora.

DECLARAÇÃO DA EDITORA

A Atena Editora declara, para os devidos fins de direito, que: 1. A presente publicação constitui apenas transferência temporária dos direitos autorais, direito sobre a publicação, inclusive não constitui responsabilidade solidária na criação dos manuscritos publicados, nos termos previstos na Lei sobre direitos autorais (Lei 9610/98), no art. 184 do Código Penal e no art. 927 do Código Civil; 2. Autoriza e incentiva os autores a assinarem contratos com repositórios institucionais, com fins exclusivos de divulgação da obra, desde que com o devido reconhecimento de autoria e edição e sem qualquer finalidade comercial; 3. Todos os e-book são *open access, desta forma* não os comercializa em seu site, sites parceiros, plataformas de *e-commerce,* ou qualquer outro meio virtual ou físico, portanto, está isenta de repasses de direitos autorais aos autores; 4. Todos os membros do conselho editorial são doutores e vinculados a instituições de ensino superior públicas, conforme recomendação da CAPES para obtenção do Qualis livro; 5. Não cede, comercializa ou autoriza a utilização dos nomes e e-mails dos autores, bem como nenhum outro dado dos mesmos, para qualquer finalidade que não o escopo da divulgação desta obra.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

A disponibilidade de água para consumo humano está em sua totalidade em meio natural, principalmente em corpos hídricos superficiais, no entanto a forma em que se encontram demanda tratamento prévio para que possam abastecer a população. Tal fato tem decorrência de processos naturais e também as consequências da crescente atividade antrópica, os quais acabam por alterar de maneira negativa a qualidade das águas (RICHTER E AZEVEDO NETTO, 1991).

De acordo com os dados contabilizados pela Organização Mundial da Saúde (OMS) juntamente ao Fundo das Nações Unidas para a Infância (UNICEF), no ano de 2015, 844 milhões de pessoas não dispunham de fontes de água potável (UNICEF, 2017). Conforme dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), no Brasil aproximadamente 35 milhões de pessoas não dispõe de serviços de sistemas de abastecimento, buscando suprir tal necessidade através de fontes alternativas como: poços artesianos, aproveitamento de água da chuva, nascentes, entre outras formas de acesso (BRASIL, 2019).

A crescente demanda por um abastecimento seguro de consumo é fator estimulante para o desenvolvimento de novas tecnologias aplicadas ao tratamento de águas das mais variadas qualidades disponíveis em mananciais superficiais e subterrâneos (TUFENKJI; RYAN; ELIMELECH, 2002). Tecnologias desenvolvidas para o tratamento de água de abastecimento são vinculadas diretamente ao meio em que a mesma se encontra, se adequando a qualidade do curso d'água, lago, manancial entre outros, tornado viável e eficiente o seu tratamento (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

Tem-se a filtração como uma das etapas do tratamento de água mais difundidas e antigas utilizadas pela humanidade, compostas por filtros que se diferem tanto pelo sentido de fluxo quanto pela organização e caracterização da camada filtrante (LEME, 1990). Dentre as configurações, cabe destaque à utilização de filtros lentos como opção de grande viabilidade de implementação devido a sua simples concepção e manutenção, apresentando poucas complicações visando principalmente locais isolados ou em comunidades rurais que, apesar de não possuírem prestação de serviços, dispõem de mananciais de fácil acesso (LOGSDON; KOHNE; ABEL; LABONDE, 2002; MEDINA, 2011; MEDINA; DUARTE, 2011; NAKAMOTO; GRAHAM; COLLINS; GIMBEL, 2014);

A combinação entre pré-filtros e filtros lentos possibilita a remoção de contaminantes que normalmente não podem ser removidos apenas por filtração lenta (CAMPLESI, 2010). O desenvolvimento do presente estudo parte da premissa de limitações da filtração lenta, principalmente em aspectos operacionais, quando a turbidez da água bruta se apresenta acima de 10 uT, necessitando assim de mais de uma etapa de filtração no processo de purificação, como forma de adequar os valores de turbidez da água que chega até o filtro lento (DE SOUZA; PIZZOLATTI; SENS, 2021; GALVIS; VISSCHER; LLOYD, 1992;

MUSHILA; OCHIENG; OTIENO; SHITOTE *et al.*, 2016; PIZZOLATTI, 2014).

A pré-filtração é dada por estruturas designadas para agirem da remoção prévia de sólidos suspensos na água operando com alimentação direta de água bruta. Esta, após escoar pelo meio filtrante do pré-filtro, migra para uma próxima etapa de filtração composta por leito de menor granulometria. Desta forma a utilização de um pré-filtro como etapa primária proporciona a remoção prévia de impurezas diminuindo o potencial de colmatação do filtro lento e aumentando consequentemente a carreira de filtração (DI BERNARDO; DANTAS, 2005; VERAS; DI BERNARDO, 2008).

Este estudo objetiva aplicar diferentes taxas de filtração a uma configuração de pré-filtros capaz de promover a remoção constante de aspectos físicos da água bruta. Tal aplicação exerce função de defesa para filtros lentos, abrandando elevados picos de turbidez da água bruta. Como consequência tem-se o aumento do tempo de carreira dos filtros.

OBJETIVOS

Objetivo geral

Avaliar a eficiência de sistemas de pré-filtração seguida de filtração lenta na remoção de características físicas da água bruta utilizando colunas filtrantes constituídas por diferentes matérias granulométricos e alimentadas por diferentes taxas de filtração.

Objetivos específicos

- Avaliar a eficiência dos pré-filtros utilizando granulometria de filtros rápidos, em escala piloto, quanto à redução da turbidez da água, como pré-tratamento à filtração lenta;
- Analisar a influência da etapa de pré-filtração sobre o tempo de carreira de filtros lentos;
- Comparar a eficiência de pré-filtros operando em diferentes taxas de filtração.

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

PRÉ-FILTRAÇÃO

Pré-filtros são uma alternativa de simples operação que promovem a remoção de partículas e a melhora da qualidade da água sem utilização de produtos químicos (PATERNIANI; CONCEIÇÃO, 2004). Comumente utilizado como etapa inicial do pré-tratamento os pré-filtros têm seu meio filtrante composto por material de maior granulometria em relação aos filtros lentos, podendo variar a operação em fluxo horizontal, descendente e ascendente (WEGELIN, 1992).

Tais sistemas tem sua aplicação diretamente associada à remoção prévia de sólidos suspensos de maior diâmetro. Isto está relacionado à capacidade de remover partículas ao longo de todo meio filtrante, além de influenciarem significativamente na colmatação e no tempo de carreira de filtros lentos (NKWONTA; OCHIENG, 2009). Galvis (1999) destaca que pré-filtros agem na retenção de partículas não grosseiras presentes em cursos d'água que podem variar de <10 a 20 μm, além de apresentarem significativa eficiência na remoção de microalgas.

O crescimento excessivo de microalgas pode ter como consequência a colmatação prematura do filtro, além de um possível aumento no pH. Isso faz com que o hidróxido de magnésio e o hidróxido de cálcio sejam precipitados no perímetro dos grãos, interceptando os espaços vazios no interior do meio filtrante (colmatação química) ou aumentando o tamanho efetivo da areia e reduzindo a eficiência do processo (GALVIS; VISSCHER; LLOYD, 1992; WANG; SICKINGER; CIOBOTA; HERRMANN *et al.*, 2014).

O processo de retenção do material particulado durante o transporte de partículas ao longo do meio filtrante de pré-filtros é tido por Wegelin (1992) e Galvis (1999) como dependente das mais diversas variáveis características da água bruta a ser estudada, principalmente relacionadas aos parâmetros de cor e turbidez.

Wegelin (1996) aponta que, durante a pré-filtração, são incluídas etapas de sedimentação, adsorção, atividades biológicas e bioquímicas (Figura 1), onde há a adesão e o depósito de material junto à superfície dos grãos até a ocorrência de processos de degradação bioquímicos ou biológicos.

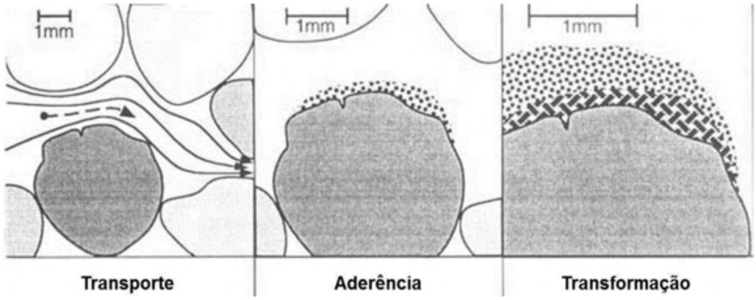


Figura 1 – Separação de material particulado em pré-filtros.

Fonte: Adaptado de Wegelin (1996).

De acordo com Wegelin (1992), os pré-tratamentos que utilizam filtração podem ser classificados de acordo com a Figura 2: (a) Pré-filtros em série, que operam em câmaras subsequentes de diferentes granulometrias, podendo ser de fluxo ascendente, descendente e horizontal; (b) Filtros dinâmicos de captação, instalados próximos à margem ou no leito do curso d'água; e (c) Pré-filtro em camadas, utilizando camadas sobrepostas normalmente em fluxo ascendente.

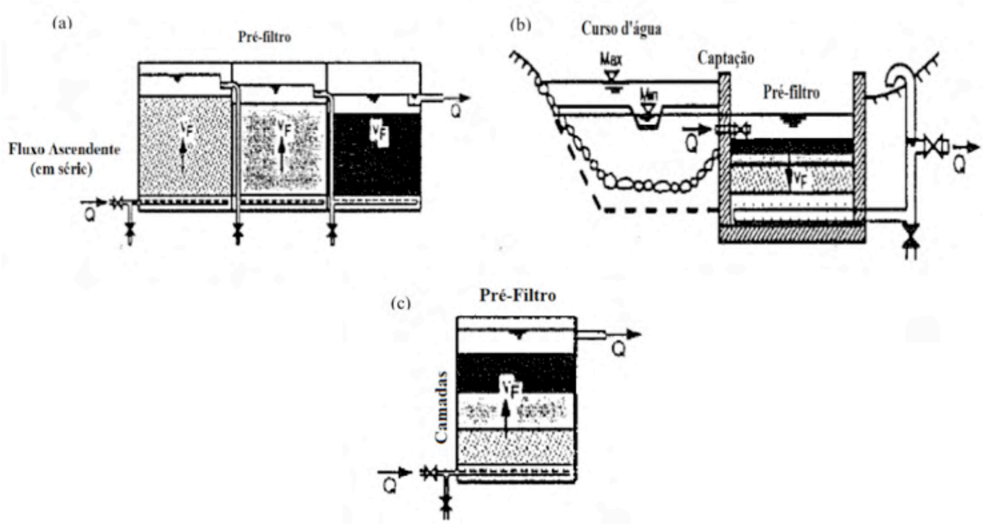


Figura 2 – Exemplos de configurações de pré-filtros.

Legenda: (a) Pré-filtros em série (ascendentes);(b) Filtros dinâmicos de captação (descendentes);(c) Pré-filtro em camadas (ascendentes). Fonte: Adaptado de Wegelin (1996).

FILTROS LENTOS

A filtração lenta desenvolveu-se como forma de simulação da percolação da água

em meios naturais que migra da superfície do solo indo de encontro aos aquíferos, sendo acessada através de poços e fontes com características estéticas aceitáveis para o consumo humano e animal (MURTHA; HELLER; LIBANIO, 1999). Pizzolatti (2010) a define como um processo onde há o transpasse de água em condições naturais através de um meio porosos, normalmente, constituído de areia, o qual age como forma de obstáculo para as partículas no momento em que há o contato com a superfície dos grãos.

Filtros lentos são descritos por Visscher et al. (1996) como estruturas compostas por um meio filtrante de granulometria fina de diâmetro efetivo entre 0,2 e 0,3 mm em colunas de até 0,8 m de espessura sobre uma camada suporte, variando entre fluxo ascendente e descendente. A configuração mais usual se dá pela filtração descendente onde a alimentação de água do filtro é executada pela parte superior do meio filtrante, em taxa de filtração reduzida e drenada pela parte inferior de onde é encaminhada. Filtros de fluxo ascendente partem do conceito de passagem de água por um meio granular poroso, assim como na filtração descendente. No entanto filtros ascendentes tem sua alimentação efetuada a partir da base inferior do leito (junto à camada suporte), fazendo com que a água “suba” através do leito (COSTA, 1980).

Já Huisman e Wood (1974) descrevem o filtro lento, como uma estrutura dotada de um tanque com regulador de vazão, meio filtrante, camada suporte, sistema de drenagem, tubulação de descarga de sobrenadante, aparatos e acessórios de saída de água filtrada. Filtros lentos podem operar com taxada de filtração entre 2 e 14m³/m².d.

A filtração lenta em sua operação não demanda de complexidades operacionais de controle e produtos químicos, uma vez que não exige a necessidade das etapas de mistura rápida, floculação e decantação (MELLO, 1998). Tais sistemas tem potencial de operação em carreiras de filtração consideradas longas, podendo chegar a 60 dias mantendo os parâmetros de qualidade da água filtrada inalterados, isso devido às baixas taxas de filtração aplicadas durante sua operação (MEDINA, 2011). A aplicabilidade de filtros lentos está relacionada a remoção de materiais suspensos, sólidos precipitados e microrganismos patogênicos, no entanto, quando expostos a altos picos de turbidez, têm sua remoção e tempo de carreira reduzidos (SOUZA, 2015). A Figura 3 demonstra o exemplo de um arranjo de um sistema de filtração lenta.

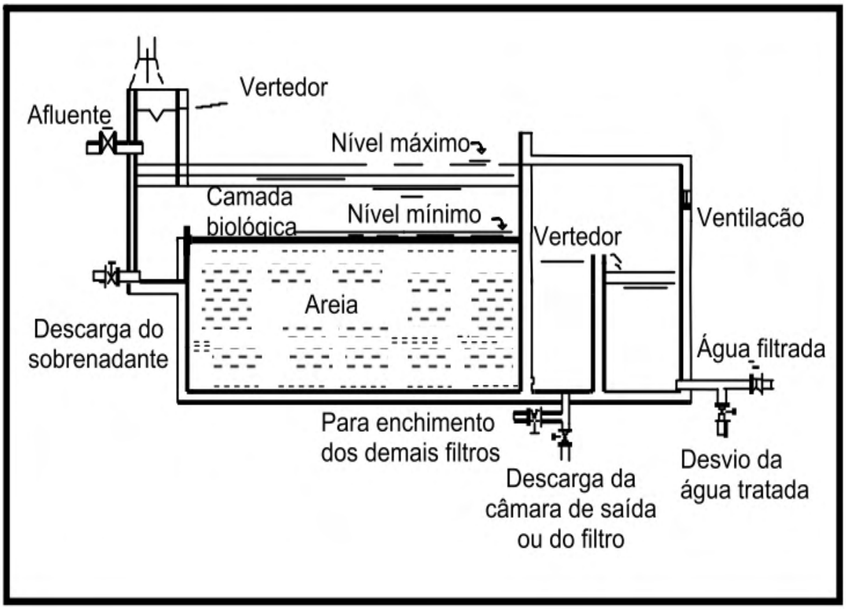


Figura 3 – Exemplo de um sistema de filtração lenta.

Fonte: Adaptado de Pizzolatti (2010).

Galvis et al. (1992), Veras e Di Bernardo (2008) e Mushila et al. (2016) e relatam pesquisas encontradas sobre filtros lentos, onde evidenciam a queda de eficiência dos mesmos em níveis de turbidez de água bruta maiores que 10 uT. Alguns parâmetros de projeto e implementação da filtração lenta são sugeridos por FUNASA (2019), conforme demonstrado na Tabela 1.

Área de filtração	≤ 20 m²
Taxa de filtração	≤ 6 m³/m².d
Diâmetro efetivo	0,25 a 0,35 mm
Coeficiente de uniformidade	< 1,6
Lâmina d'água mínima acima do meio filtrante	10 cm
Perda de carga máxima no meio filtrante	80 a 120 cm
Espessura da camada filtrante	40 a 60 cm

Tabela 1 – Parâmetros de projeto para filtros lentos

Fonte: Adaptado de FUNASA (2019).

Perda de Carga e Limpeza

Durante o período da alimentação de água bruta no sistema sólidos suspensos, materiais particulados e microrganismos contribuem para o desenvolvimento do

Schmutzdecke, que se concentra na primeira camada do leito filtrante. Este acúmulo diminui a porosidade do meio filtrante ao se depositar nos espaços vazios existentes entre os grãos. Deste modo há um aumento da resistência hidráulica no fluxo de água, fazendo com que a carga hidráulica no sistema aumente progressivamente acima da superfície do meio filtrante, expressando a perda de carga do sistema (AMIRTHARAJAH, 1988; CAMPOS, 2006; DI BERNARDO, 2004).

A perda de carga máxima no sistema, normalmente atingida entre 0,7 e 1,0 m indica encerramento da carreira, que se dá concomitante ao declínio nos índices de qualidade da água filtrada ou a redução mesmo que mínima da taxa de filtração, fazendo-se necessária a limpeza do meio filtrante (PIZZOLATTI, 2010; VERAS; DI BERNARDO, 2008).

O procedimento de limpeza de filtros colmatados pode variar entre técnicas que utilizam tanto métodos hidráulicos quanto métodos manuais de limpeza (HENDRICKS, 2010). A execução da limpeza de forma tradicional parte da drenagem da água do interior do filtro até que o meio filtrante fique exposto. Posteriormente, são retirados por raspagem os primeiros 5 cm do meio filtrante, lavados e realocados do interior do filtro (PIZZOLATTI, 2010; 2014).

Existem diferentes técnicas de limpeza que utilizam processos manuais, como a exposição do *Schmutzdecke* ao tempo, principalmente em dias de sol intenso e com baixa umidade por algumas horas. Assim, a camada microbiológica resseca e se torna rígida ao ponto de ocorrer rachaduras, sendo possível executar a retirada manualmente (COSTA, 1980; PIZZOLATTI, 2014).

A técnica de rastelagem consiste no revolvimento da camada superficial do filtro seguida de aplicação de água em fluxo invertido, onde o excedente é direcionado a um sistema extravasor. Normalmente é empregada em filtros de grandes áreas e muitas vezes sendo tratorizada (COLLINS; EIGHMY; MALLEY JR., 1991; PIZZOLATTI, 2014).

Ainda, existem técnicas envolvendo artifícios hidráulicos, como a retrolavagem do meio filtrante, onde é feita a drenagem da água presente no interior do filtro. Em seguida a água limpa armazenada durante a carreira de filtração é inserida em contrafluxo com carga hidráulica capaz de expandir e fluidificar o meio filtrante (ALLEY, 2007; PIZZOLATTI, 2010; 2014; SOARES; PIZZOLATTI; ROMERO; MICHELAN *et al.*, 2010; SOUZA, 2013).

A inserção de água em contrafluxo no meio filtrante proporciona a expansão de 30 a 50% do material granular, além de promover a fluidificação do mesmo. Dessa forma, o empuxo e o peso dos materiais são anulados ainda promovendo colisão e atrito entre os grãos, favorecendo o desprendimento dos materiais aderidos na superfície dos mesmo (ALLEY, 2007; HENDRICKS, 2010). A água excedente contendo todo o material particulado derivado da limpeza do meio filtrante ascende até ser direcionada à tubulação de extravasão (PIZZOLATTI, 2010).

Para filtros de fluxo ascendente, Souza (2015) descreve o sistema de limpeza por descarga de fundo. A técnica consiste na abertura de uma válvula ou registro localizado na base do meio filtrante após o fim da carreira. Deste modo a água toma velocidade no sentido contrário ao fluxo de operação, buscando o desprendimento de partículas do meio filtrante.

MATERIAIS FILTRANTES

Diferentes materiais granulares utilizados como material filtrante tem influência direta nos aspectos de eficiência da filtração, sendo indispensável a análise e correlação das propriedades de tamanho, densidade e formato do grão (BRINCK, 2009). Seguindo a adequação de tais características, as aplicações mais comuns encontradas são de areia, carvão antracitoso, granada e ilmenita, podendo ser aplicados em camada única, dupla ou tripla (KAWAMURA, 1999).

Filtros concebidos com camada única apresentam grande vulnerabilidade à colmatação superficial prematura, uma vez que durante os processos de preenchimento existe uma maior probabilidade de estratificação dos grãos (DIAPER; IVES, 1965).

Segundo AWWA (1991) o desenvolvimento de filtros de camada dupla utilizando carvão antracitoso e areia, preconizou a remoção prévia de materiais de maior diâmetro. Por possuir menor densidade, o carvão propicia a estratificação inversa do meio facilitando percolação em profundidade apenas de partículas finas, aumentando o tempo de carreira e a eficiência do filtro. O sucesso obtido com tal configuração alçou o desenvolvimento de filtros de camada tripla construídos com base nestes mesmos princípios.

Distribuição do tamanho e forma dos grãos

De acordo com Soares e Pizzolatti (2019) há uma estreita relação entre a distribuição do tamanho e a forma dos grãos com a condutividade hidráulica em meios filtrantes, afetando o comportamento do escoamento de um fluido em meio poroso. A condutividade hidráulica expressa a ação que um meio poroso exerce durante a percolação e movimentação interna de um fluido dependendo das características granulométricas (DARCY, 1856).

A disposição dos grãos acomodados em um meio filtrante gera a ocorrência de vãos ou espaços vazios, causados pelas irregularidades de suas superfícies e pelo tamanho de cada grão. Desta forma, grãos de menor diâmetro, quando agrupados, tendem a formar vãos menores, o que consequentemente diminui a condutividade hidráulica no meio (PINTO, 2011). Em inversão proporcional, Baveye et al. (1998) relacionam o aumento da condutividade hidráulica em um meio filtrante saturado a um maior diâmetro específico dos grãos.

Frente à vasta gama de variações de meios porosos granulares torna-se necessária a caracterização específica do material a ser utilizado através de análises granulométricas,

onde se faz possível a determinação do tamanho efetivo dos grãos bem como a assiduidade de sua ocorrência dividida em faixas de diâmetro (DI BERNARDO, 2003; LIMA; LUZ, 2001). A análise granulométrica de um material filtrante é interpretada através de uma representação gráfica (Figura 4) gerada a partir dos resultados obtidos durante a análise de peneiramento do material (PINTO, 2011).

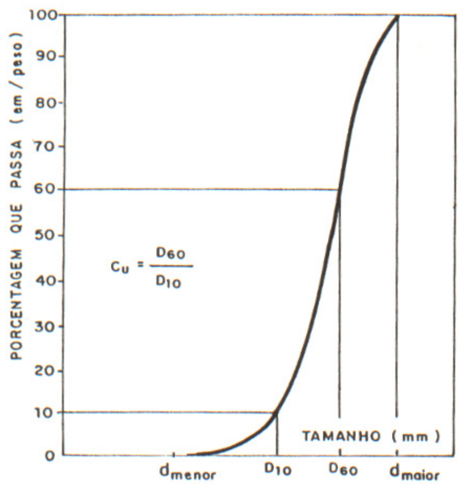


Figura 4 – Exemplo de gráfico de análise granulométrica.

Fonte: Adaptado de Brink (2009).

Baseado nos valores expressados pelo gráfico, se faz possível obter valores de diâmetro específicos de 10%, 30% e 60% (d_{10}, d_{30} e d_{60}) do material passante pelas peneiras empregues nos cálculos de coeficiente de uniformidade (CU) e coeficiente de curvatura (CC), e ainda obter o valor médio do tamanho dos grãos (d_{50}) (VAN LOPIK; SNOEIJERS; VAN DOOREN; RAOOF *et al.*, 2017).

O coeficiente de uniformidade (Equação 1) é obtido pela relação entre o valor do d60, correspondente a 60% do material passante e o valor do diâmetro efetivo (d_{10}) que podem ser aferidos do gráfico da análise granulométrica (DI BERNARDO, 2003). Coeficientes de uniformidade baixos (menores que 5) indicam uma menor desuniformidade do corpo granular, desta forma propiciando uma maior profundidade de infiltração de impurezas no meio filtrante (WIECHETECK, 1996).

Soares e Pizzolatti (2019) e Soares (2015) atribuem a facilidade de percolação de partículas de menor diâmetro em profundidade quando há baixa graduação e alta homogeneidade do material granular.

O coeficiente de curvatura (CC) (Equação 2) determina a graduação do meio

filtrante, sendo valores de CC de 1 a 3 relacionados a meios filtrantes bem graduados (PINTO, 2011).

$$Cu = \frac{d_{60}}{d_{10}} \quad (1)$$

$$CC = \frac{d_{30}^2}{d_{60} . d_{10}} \quad (2)$$

O formato geométrico da superfície dos grãos tem um importante papel no desempenho e eficiência de um meio filtrante. Grãos com formato geométrico muito irregulares tendem a oferecer uma melhor performance de filtração, enquanto grãos de formato mais circular com superfícies lisas oferecem melhor desempenho durante a limpeza do meio (DI BERNARDO, 2003; DI BERNARDO; SABOGAL PAZ, 2008).

A definição do formato da porção esférica da superfície de grãos que não possuem formato esférico perfeito é tida pelo conceito de esfericidade, podendo ser determinada a partir dos parâmetros de diâmetro médio e do coeficiente de esfericidade onde o volume do grão corresponde à área superficial da esfera (DI BERNARDO, 2003; WIECHETECK, 1996).

Di Bernardo e Sabogal Paz (2008) destacam que grãos oriundos de fontes naturais dificilmente possuem características de superfície com formato perfeito, podendo variar entre formatos arredondados, agudos, angulares, esféricos, desgastados e triturados. Di Bernardo (2003) elencou diferentes formatos de grãos e seus respectivos coeficientes de esfericidade, conforme é possível observar na Figura 5 e Tabela 2.

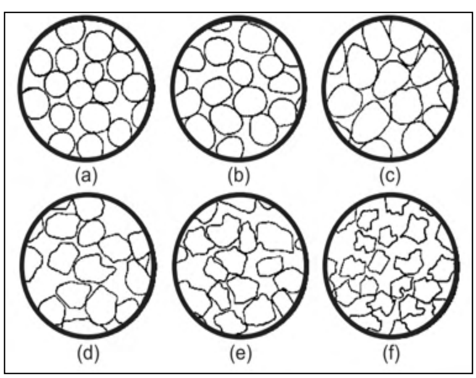


Figura 5 – Exemplo de formato de grãos.

Legenda: Esférico (a), Arredondado (b) Desgastado, (c) Agudo (d), Angular (e), Triturado (f). Fonte: Di Bernardo (2003).

Formato do Grão	Coeficiente de Esfericidade
Esférico (a)	1,00
Arredondado (b)	0,98
Desgastado (c)	0,94
Agudo (d)	0,81
Angular (e)	0,78
Triturado (f)	≤ 0,70

Tabela 2 – Valores dos coeficientes de esfericidade de grãos.

Fonte: Adaptado de Di Bernardo (2003).

Gibson et al.(2009) associam a percolação em profundidade de partículas em meios filtrantes ao formato esférico e/ou arredondado dos grãos relacionando à falta de aspereza de tais superfícies a facilidade de escoamento e transporte de materiais. Freeze e Cherry (1979) atribuem o formato granular como influente imediato na porosidade, onde partículas esféricas e angulares normalmente presentes em sedimentos (areia, cascalho e silte) geram menor ocorrência de poros quando comparadas a materiais rochosos.

Porosidade de meios filtrantes

A origem da porosidade em meios filtrantes parte do princípio de que, quando despejados no interior da estrutura dos filtros, os grãos de variados diâmetros e formas se ajustam de maneira aleatória originando espaços vazios entre eles, que podem variar em forma e tamanho dependendo das características dos grãos (STEVENSON, 1997). A definição de porosidade em um meio filtrante é tida pela relação do volume existente de espaços vazios que ocorrem entre os grãos e o volume total material, sendo de considerável influência na perda de carga, condutividade hidráulica e detenção de particular no interior do meio filtrante (DI BERNARDO, 2003; TRUSSELL; CHANG; LANG; HODGES JR., 1999). Di Bernardo (2003) ainda relaciona o volume poroso de um filtro à esfericidade dos grãos alocados em seu interior, onde quanto maior o coeficiente de esfericidade menor será a porosidade em um leito fixo.

A densidade do material filtrante é o resultado do cálculo de sua massa específica, onde a massa total do material filtrante é dividida pelo seu volume total, sendo assim como a porosidade, importante nos aspectos de perda de carga e fluxo interno no meio filtrante (DI BERNARDO, 2003). Meios filtrantes de preenchimento livre, sem compactação, tendem a possuir menor densidade e consequentemente uma maior formação de espaços vazios entre os grãos. Uma vez que a forma de acomodação do meio se torna menos ajustada, o fluxo de escoamento e sedimentação de partículas é facilitado devido à menor resistência de passagem existente (DI BERNARDO; SABOGAL PAZ, 2008; GIBSON; ABRAHAM; HEATH; SCHOELLHAMER, 2009).

Superfícies altamente ásperas de grãos induzem a decorrência de maiores

porosidades devido a propiciarem maior formação de espaços vazios entre os grãos visto que há menor probabilidade de encaixe e acomodação entre eles (CHO; DODDS; SANTAMARINA, 2006). Nesse sentido, quando comparados os formatos esféricos, desgastados e triturados é possível perceber respectivamente em suas linhas de superfície o aumento considerável da rugosidade do grão que se torna consequentemente mais áspero (WICHTMANN; TRIANTAFYLLIDIS; SPÄTH, 2019). A Figura 6 ilustra um exemplo da diferenciação no formato de poros originados do agrupamento de grãos de superfície irregular e grãos de superfície esférica.

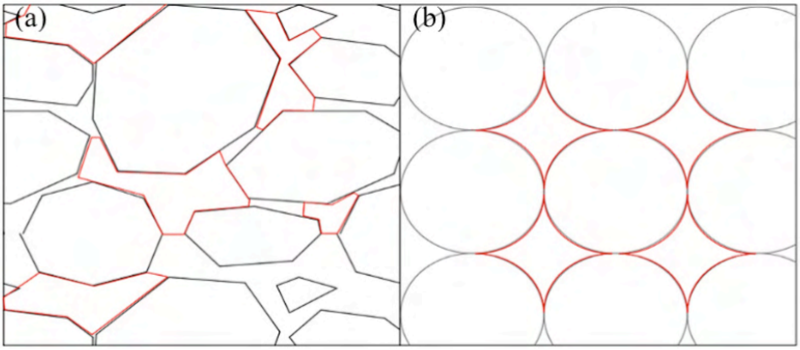


Figura 6 – Exemplo de formato de poros em meios granulares.

Legenda: (a) Grãos angulares; (b) Grãos arredondados. Fonte: Autor (2020).

A concentração do acúmulo de partículas retidas nas primeiras camadas dos filtros resulta na diminuição do volume dos poros em razão da deposição gradativa de material em suspensão (ALEM; ELKAWAFI; AHFIR; WANG, 2013; BAVEYE; VANDEVIVERE; HOYLE; DELEO *et al.*, 1998). O complexo caminho percorrido pela água no interior de meios filtrantes seguindo linhas variáveis, buscando trajetos mais curtos, está relacionado à porosidade do material, sendo denominado tortuosidade (KHABBAZI; HINEBAUGH; BAZYLAK, 2016).

Tal conceito pode ser traduzido em tortuosidade geométrica (Lg) de fluxo, a qual é tida pela razão entre o comprimento médio efetivo da linha do fluxo e o comprimento da linha reta entre dois pontos (Ls), ou tortuosidade hidráulica (Lh) pertinente à média do somatório da distância do caminho percorrido pelo fluido entre os grãos. Quanto maior a tortuosidade no percurso feito pelo fluxo, maior será a resistência exercida sobre ele. (KHABBAZI; HINEBAUGH; BAZYLAK, 2016; LIU; CIVAN; EVANS, 1995; THAUVIN; MOHANTY, 1998; VAN LOPIK; SNOEIJERS; VAN DOOREN; RAOOF *et al.*, 2017). A Figura 7 apresenta um modelo do delineamento das vias de fluxo utilizado para a estimativa de tortuosidade geométrica e hidráulica.

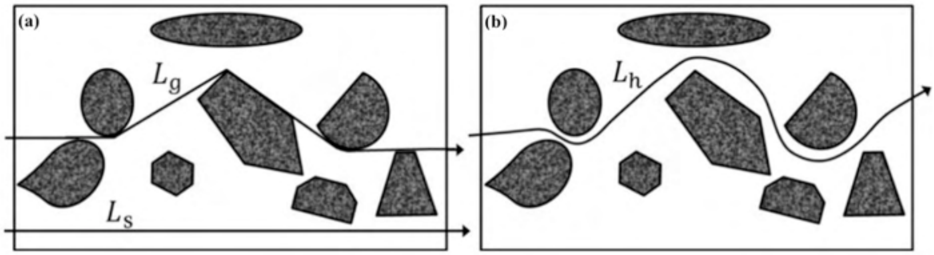


Figura 7 – Exemplo esquemático de tortuosidade hidráulica (Lg), tortuosidade hidráulica (Lh) e o comprimento médio efetivo (Ls).

Legenda: (a) linha de direção conforme a tortuosidade geométrica (Lg) em relação ao comprimento do meio (Ls); (b) linha de direção conforme a tortuosidade hidráulica (Lh). Fonte: Ebrahimi Khabbazi (2016).

Mecanismos de Filtração

A passagem de água pelo meio filtrante proporciona a purificação da mesma por intermédio de sua interação com meio onde ocorre a retenção química, física ou biológica de impurezas (PIZZOLATTI, 2014; SOUZA, 2020; WEBER-SHIRK, M. L.; DICK, R., 1997). A forma como as partículas são removidas e carregadas em um meio filtrante através de mecanismos de filtração são complexas e dependem diretamente das características da água bruta, características do material filtrante e da operação do sistema (AMIRTHARAJAH, 1988). Dentre os mecanismos que mais exercem influência no processo de remoção estão elencados os mecanismos transporte, aderência e desprendimento (AMIRTHARAJAH, 1988; PIZZOLATTI, 2014) .

Durante o transporte e após a colisão entre as partículas e o grão (coletor), a remoção depende do resultado da oposição entre as forças que atuam para mantê-las aderidas aos coletores e as que agem para desprendê-la da superfície coletora. Logo, se as forças de desprendimento forem mais atuantes que as forças de adesão, a probabilidade de remoção será menor (DALSASSO, 2005; HUISMAN; WOOD, 1974). A Figura 8 demonstra o desenho esquemático do funcionamento dos mecanismos ocorrentes durante o processo de filtração.

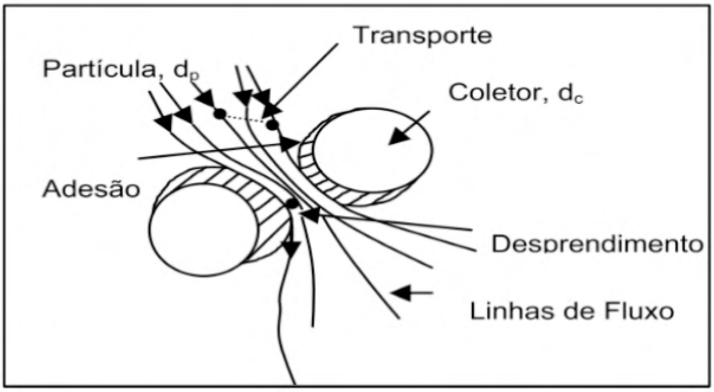


Figura 8 – Mecanismos de Filtração.

Fonte: Pizzolatti (2010); Amirtharajah (1988).

Mecanismos de Transporte

Os mecanismos de transporte estão ligados aos movimentos de fluxo da água em meios filtrantes, sendo caracterizados por suas diversas ações de interação entre os sólidos presentes na água e o próprio meio. Dentre tais processos destacam-se a ação de coagem, impacto inercial, hidrodinâmica, sedimentação, difusão e interceptação (HUISMAN; WOOD, 1974; SOUZA, 2020). A Figura 9 exemplifica a movimentação das partículas presentes na água durante a ocorrência dos mecanismos de transporte.

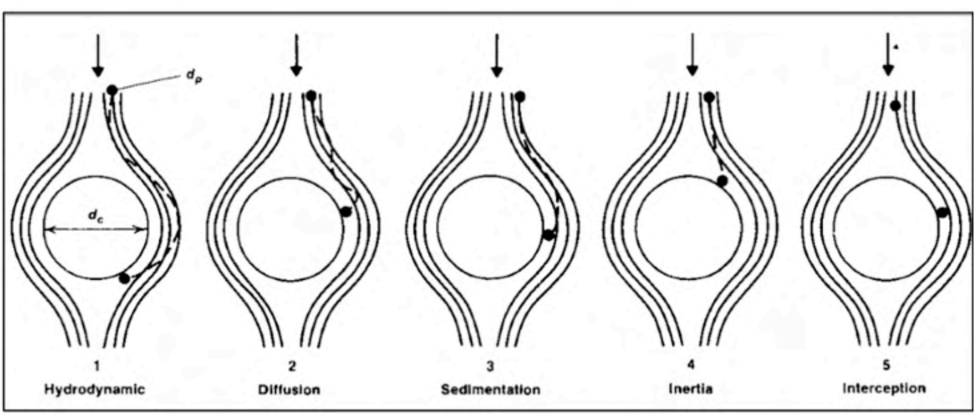


Figura 9 – Mecanismo de transporte em meios filtrantes.

Legenda: Hidrodinâmica (1), Difusão (2), Sedimentação (3), Inércia (4), Interceptação (5). Fonte: Amirtharajah (1988).

A ação de coagem é o processo de maior percepção durante a interceptação e retenção do material particulado ao longo da passagem pelo meio filtrante, onde as

partículas que possuem um diâmetro maior do que a largura do espaço existente entre os grãos tendem a ficar presas nestes locais, independendo das forças hidráulicas exercidas sobre elas (HUISMAN; WOOD, 1974). O mecanismo de impacto inercial resulta do somatório da velocidade de aproximação e peso dos grãos, vencendo as linhas de fluxo de velocidades divergentes que tendem a arrastar as partículas com energia suficiente para romper a direção do fluxo. Este mecanismo tem ação mais expressiva quando observado em técnicas de filtração de ar, sendo desprezível em filtração de água (AMIRTHARAJAH, 1988; DALSASSO, 2005; PIZZOLATTI, 2014).

Do ponto de vista da ação das forças hidrodinâmicas aplicadas ao grão, considera-se que este possui gradiente de velocidade diferente de zero. Ainda, há diferença de velocidade entre o centro da partícula e sua extremidade, o que faz com que a partícula gire em torno do seu próprio eixo, reduzindo a pressão no sentido perpendicular ao escoamento conduzindo-a até as zonas de menor velocidade, possibilitando seu transporte até a superfície coletora. A ação hidrodinâmica prevalece no transporte de partículas consideravelmente grandes (~10 µm). (DALSASSO, 2005; PIZZOLATTI, 2010; 2014).

O mecanismo de sedimentação ocorre em consequência da ação da força da gravidade e da velocidade de sedimentação da partícula, fazendo com que as mesmas atravessem as linhas de fluxo e caminhem de encontro aos coletores (AMIRTHARAJAH, 1988; CRITTENDEN; TRUSSELL; HAND; HOWE *et al.*, 2012). Neste processo, a precipitação das partículas sobre toda área superficial dos grãos, onde sua movimentação assemelha-se à ocorrida em tanques de sedimentação (HUISMAN; WOOD, 1974).

O mecanismo de difusão resulta da ocorrência do movimento browniano que se dá pela movimentação das partículas e direções aleatórias, resultado da colisão entre as partículas e as moléculas do fluido. Este mecanismo tem influência correspondente à energia termodinâmica da água e ao oposto das dimensões das partículas, sendo mais expressivo em partículas menores que 1 µm (AMIRTHARAJAH, 1988; CRITTENDEN; TRUSSELL; HAND; HOWE *et al.*, 2012; DALSASSO, 2005; HUISMAN; WOOD, 1974; PIZZOLATTI, 2014).

A partir do momento em que a partícula se direciona a um espaço menor que seu diâmetro, ela será interceptada, aderindo ao coletor quando tocá-lo (PIZZOLATTI, 2010). A maior eficiência deste mecanismo está associada ao processo de maturação do meio filtrante (WEBER-SHIRK, M. L.; DICK, R., 1997). A interceptação acontece quando as partículas localizadas no centro das linhas de fluxo, que passam próximas à superfície do coletor a uma distância correspondente a metade do diâmetro da partícula ou menos (CRITTENDEN; TRUSSELL; HAND; HOWE *et al.*, 2012).

Mecanismos de Aderência e Desprendimento

Segundo Huisman e Wood (1974) as forças que mantém as partículas aderidas a superfície dos coletores são: atração eletrostática, forças de Van der Waals e aderência. A atração eletrostática, é tida como força suplementar de aderência, consistindo basicamente no comportamento de atração entre o grão e a partícula. Assim, grãos e partículas de carga distinta se atraem, e de forma inversa, se os mesmos possuírem cargas similares repelir-se-ão (HUISMAN; WOOD, 1974).

As forças de Van der Waals baseiam-se na atração entre os centros de massas de dois corpos em proximidade, sendo sua intensidade proporcional a massa dos mesmos. Em grãos de areia estas forças se encontram mais presentes no ato de manter partículas aderidas às superfícies dos coletores por mais tempo (HUISMAN; WOOD, 1974).

As forças de adesão ocorrem principalmente na parte superior do leito filtrante, onde há maior concentração de matéria orgânica e consequentemente uma rápida reprodução de microrganismos, que por sua vez, produzem um biofilme viscoso e gelatinoso formado por células mortas, material excretado e pelos próprios microrganismos, em torno dos grãos e na superfície do *Schmutzdecke*. Por sua consistência pegajosa, o biofilme adere de forma rápida boa parte das partículas presentes na água bruta logo ao entrarem em contato com o meio filtrante (HUISMAN; WOOD, 1974; MANZ, 2004; SOUZA, 2020).

No decorrer do funcionamento dos filtros, considerando que as partículas são retidas no meio filtrante, estas tendem a agregar-se dando origem a acúmulos de variadas formas. Tais acúmulos ocupam os espaços vazios existentes entre grãos diminuindo a área de passagem de água e consequentemente aumentando a velocidade intersticial e a força de cisalhamento no local (AMIRTHARAJAH, 1988; DALSASSO, 2005).

Quando há equiparação entre as forças de cisalhamento e as forças de adesão, ocorre o desprendimento e o arraste das partículas para as camadas mais profundas dos meios filtrantes. O desprendimento também pode ter origem da colisão entre partículas recentes e partículas já aderidas aos grãos (MORAN; MORAN; CUSHING; LAWLER, 1993). Os eventos de adesão e desprendimento acontecem de maneira simultânea, uma vez que o aumento da velocidade pode ocasionar o desprendimento das partículas em adesão deslocando-as para grãos em proximidade. A manifestação de tais fenômenos ocorre principalmente nos primeiros centímetros do leito, não havendo alteração da taxa de filtração (AMIRTHARAJAH, 1988; PIZZOLATTI, 2014).

Colmatação de meios filtrantes

A colmatação em leitos filtrantes pode ser observada a partir o do processo de redução do volume total dos poros causado pela deposição de material particulado presente na água bruta, o que consequentemente influência na redução da condutividade hidráulica do meio (SOARES, 2015).

Em função das variações na distribuição granulométrica do meio filtrante e dos materiais em suspensão, a ocorrência da colmatação pode acontecer de forma interna ou externa. O acúmulo de materiais de maior diâmetro na camada superficial do filtro favorece a densificação da mesma, reduzindo a condutividade hidráulica, ocasionando colmatação externa. Em leitos filtrantes com maior espaço poroso, o carreamento de partículas menores em profundidade é facilitado, ocasionando a colmatação interna (BAVEYE; VANDEVIVERE; HOYLE; DELEO *et al.*, 1998; GRACE; HEALY; CLIFFORD, 2016; GUNKEL; BEULKER; HOFFMANN; KOSMOL, 2009; SOARES; PIZZOLATTI, 2019).

Alguns autores dividem os processos de colmatação em 4 categorias, sendo elas a colmatação física, química, biológica e mecânica (MARTINS, 2021; RINCK-PFEIFFER; RAGUSA; SZTAJNBOK; VANDEVELDE, 2000; SOARES, 2015).

A retenção de sedimentos finos nas primeiras camadas do leito filtrante, obstruindo a passagem de água entre espações vazios de um meio granular, é tida como colmatação física (MARTINS, 2021; ROSENBERRY; PITLICK, 2009; SOARES; PIZZOLATTI, 2019). Quando a mesma ocorre principalmente abaixo e no interior da porção onde se se desenvolve o biofilme, pode afetar o equilíbrio de existência de microrganismos e reduzir significativamente a condutividade hidráulica no meio. Além de ter influência na porosidade, densidade, uma vez que a estrutura da camada de sedimentos pode ser afetada e também causar alterações na perda de carga do sistema (ROSENBERRY; PITLICK, 2009; SCHUBERT, 2002).

A colmatação química pode ser observada a partir da obstrução, mesmo que parcial ou do fluxo de um fluido através de um meio poroso em decorrência da precipitação ou acúmulo de material químico no meio, sobretudo quando há o favorecimento das condições de pH, temperatura, oxigênio e outros compostos da água bruta (SOARES, 2015; WANG; SICKINGER; CIOBOTA; HERRMANN *et al.*, 2014).A colmatação química tem sua causa associada a diversas ocorrências, dentre elas composição natural do fluido (YIN; SHAO; WU; WANG *et al.*, 2019; ZHANGZHONG; YANG; ZHEN; ZHANG *et al.*, 2019); reações químicas ocasionadas pela interação entre o material filtrante e o fluido (DE REPENTIGNY; ZAGURY; COURCELLES, 2019); produtos resultantes da atividade microbiológica (WANG; SICKINGER; CIOBOTA; HERRMANN *et al.*, 2014);e acréscimo de compostos químicos a água bruta (CHUANG; LI, 1997).

O evento de colmatação mecânica está vinculado ao aprisionamento de bolhas de gases ou ar no interior de um meio poroso que por sua vez, barram ou redirecionam a passagem do fluido, podendo ocasionar a diminuição da condutividade hidráulica (SOARES, 2015). O aprisionamento de bolhas de ar pode ser causado pela má saturação do meio, especialmente no momento de concepção do sistema, quando não há a liberação e dissolução progressiva dos gases durante o processo de preenchimento. Ou ainda quando ocorre a alimentação inicial do sistema através da inserção abrupta de uma grande

quantidade de água preenchendo o meio antes que ocorra a liberação completa dos gases (ALLISON, 1947; BAVEYE; VANDEVIVERE; HOYLE; DELEO *et al.*, 1998; CHRISTIANSEN, 1944). Lozada et al. (1994) apontam que as obstruções também podem ser vinculadas aos produtos gasosos originados da ação microbiana, como por exemplo as atividades metanogênicas e a decomposição de compostos nitrogenados (desnitrificação).

A colmatação biológica é observada principalmente logo nas camadas mais superficiais de leitos filtrantes, onde há maior retenção e acúmulo de sólidos. Tornando propenso o desenvolvimento de microrganismos como protozoários, algas, fungos e bactérias.(BAVEYE; VANDEVIVERE; HOYLE; DELEO *et al.*, 1998; GRACE; HEALY; CLIFFORD, 2016; SOARES; PIZZOLATTI, 2019).

O processo de formação da camada biológica tem seu início atrelado ao início da alimentação do sistema, propiciando a biodigestão de compostos orgânicos e a bioacumulação na região de contato entre o meio filtrante e o fluido (HISCOCK; GRISCHEK, 2002). A colmatação biológica também opera como agente purificador, sendo responsável pela eliminação de contaminante patogênicos, especialmente em sistemas de baixa taxa de filtração (BRITO; CARDOSO; SALVADOR; HELLER, 2005; DASH; MEHROTRA; KUMAR; GRISCHEK, 2008).

MATERIAIS E MÉTODOS

CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO E DO MANANCIAL UTILIZADO

O estudo foi desenvolvido no período de maio a novembro de 2020 no município de Frederico Westphalen, localizado ao noroeste do estado do Rio Grande do Sul (27°21’33’’S; 53°23’40’’O), nas dependências da Universidade Federal de Santa Maria. Junto ao Laboratório de Tratamento de Água (LABTAG), foram instaladas as estruturas dos pilotos demonstrados na Figura 10.

A água de estudo proveio de uma pequena represa localizada no campus (Figura 10 [d]) com área superficial aproximada de 264m² e profundidade, também aproximada, de 2 m, localizada a cerca de 90 m do laboratório de análises. Por possuir pouco volume e ter recarga oriunda principalmente do escoamento de águas da chuva, o nível do lago sofre intensa variação ao longo do ano.



Figura 10 – Localização da área de estudo.

Legenda: [a] Estado do Rio Grande do Sul, [b] Município de Frederico Westphalen, [c] Instalação UFSM-FW, [d] manancial. Fonte: Martins (2021).

CARACTERIZAÇÃO DO MEIO FILTRANTE

Para a construção do meio filtrante dos pilotos, foram consideradas as recomendações de Funasa et al. (2019) prevendo uma espessura de camada filtrante no intervalo de 40 cm. Todos os pilotos possuem camada suporte semelhante de 5 cm de espessura, constituída de pedra britada, subdividida em 4 camadas de diâmetros diferentes, sendo a camada de menor granulometria a mais próxima do meio filtrante, conforme a Tabela 4.

Camada	Diâmetro (mm)	Espessura (cm)
4	19,0 – 9,5	2,5
3	9,5 – 4,8	1
2	4,8 – 2,0	1
1	2,0 – 1,2	0,5

Tabela 4 – Constituição da camada suporte dos pilotos.

Fonte: Autor (2020).

A fração de areia utilizada passou pro procedimento de lavagem em água corrente, seguido de secagem em estufa a 105 C° durante 18 h, conforme prevê a NBR 6457 (ABNT, 1986).

Para obtenção das curvas granulométricas, foram adicionadas amostras de 1000 g a um equipamento Agitador de Peneiras Eletromagnético Bertel, utilizando peneiras de 3,0 mm, 2,0 mm, 1,70 mm, 1,18 mm, 1,0 mm, 0,85 mm, 0,60 mm, 0,42 mm, 0,25 mm, 0,20 mm, 0,15 mm, 0,075 mm e 0,053 mm conforme padronização da NBR7181 (ABNT, 1984) As peneiras foram limpas e pesadas em uma Balança Digital Toledo Prix 9094 Plus (6 kg), e após adicionadas as amostras, foi realizada a agitação por 15 minutos. Logo após as peneiras foram pesadas novamente, contendo as amostras, sendo anotados os valores respectivos ao material passante, o processo ocorreu em três repetições.

A quantidade de areia foi pesada antes de ser disposta gradualmente no interior do piloto, sendo o preenchimento das colunas executado com o auxílio de tubo com chicanas, onde a os grãos de areia colidem com barreiras que promovem sua mistura, de modo a evitar a estratificação do material e assegurar sua homogeneidade. Concomitante ao preenchimento o material foi compactado com o auxílio de um pilão, como forma de promover igualdade de densidade ao longo meio filtrante prevenindo a ocorrência de caminhos preferenciais. Foi adicionada água limpa em sentido contrário ao fluxo de operação, para expulsar possíveis bolhas de ar aprisionadas no meio filtrante (SOARES, 2015).

A determinação da condutividade hidráulica teórica do leito com base no diâmetro efetivo foi obtida através da equação de Hazen (Equação 6) (SOARES, 2015).

$$K = C_H . d_{10}^2 \qquad (6)$$

Onde :

K= Condutividade Hidráulica (m/s^{-1}); C_H= Coeficiente de Hazen (0,0116);d_{10}= Diâmetro Efetivo (mm).

A Figura 11 demonstra a relação entre a granulometria e a porosidade efetiva, método utilizado para apontar teoricamente a porosidade e a porosidade efetiva dos materiais utilizados nas colunas de acordo com o diâmetro efetivo (d_{10}) conforme indicado por Sens et al. (2006) .

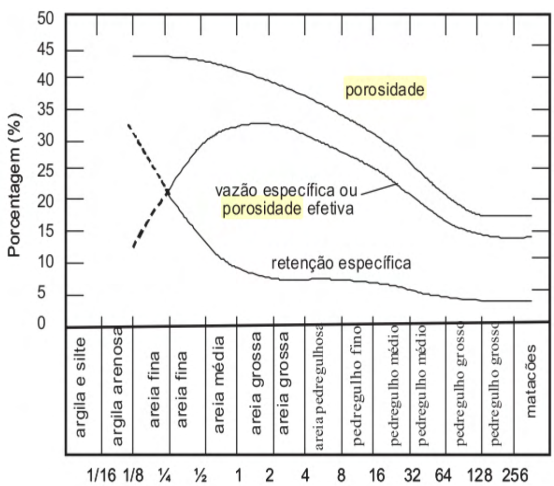


Figura 11 – Correlação entre granulometria e porosidade efetiva.

Fonte: Adaptado de Sens et al. (2006).

Pré-filtro

As características do leito filtrante (Tabela 5) utilizadas no Pré-Filtro seguiram recomendações de Richter e Netto (1991), prevendo a utilização de areia com características de filtro rápido inserida nos pilotos de pré-filtração, partindo do conceito de que materiais de maior granulometria proporcionam uma menor remoção de materiais suspensos na água.

Diâmetro efetivo (areia fina) (d_{10}) (mm)	0,46
Coeficiente de Uniformidade (CU)	1,48
Coeficiente de Curvatura (CC)	0,86
Condutividade Hidráulica (K) (m/s)	$2,45x10^{-3}$
Densidade Média (Kg/m³)	1679,51
Porosidade Total (%)	43
Porosidade Efetiva (%)	28

Tabela 5 – Caracterização granulométrica dos pré-filtros.

Fonte: Autor (2020).

Conforme os dados da tabela acima, cabe destacar com base nos valores de CU e CC que o filtro possui alta uniformidade entre os grãos e pouca graduação granulométrica.

Na Figura 12 possível observar o detalhamento da disposição da camada suporte e da areia no interior do piloto conforme demonstrado na Tabela 5.

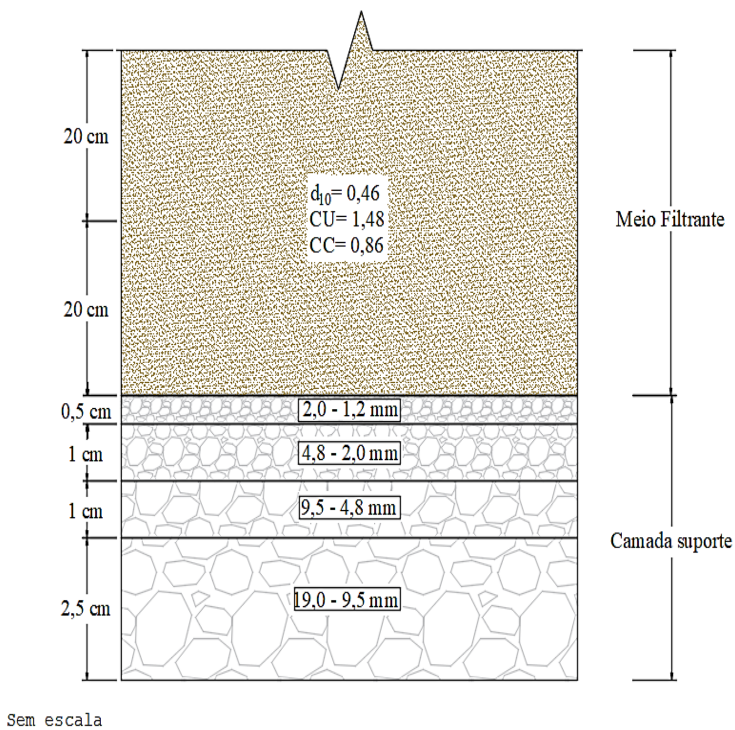


Figura 12 – Disposição de camadas do Pré-Filtros.

Fonte: Autor (2020).

Filtro Lento

O material filtrante utilizado na construção do Filtro Lento seguiu diretrizes de filtração em dupla camada formadas por areia e carvão antracitoso (RICHTER; NETTO, 1991). A utilização do carvão antracitoso se justifica por sua menor densidade, fator que influencia positivamente em aspectos de economia de água em procedimentos de limpeza por retrolavagem, caso a mesma configuração seja utilizada em estudos futuros. Ainda, por possuir superfície menos regulares e formato angular de grãos, o carvão antracitoso tende a promover maior retenção de materiais particulados entre os poros (WICHTMANN; TRIANTAFYLLIDIS; SPÄTH, 2019).

Para a primeira camada, correspondente a 50% (20 cm) do total do meio filtrante, composta por carvão antracitoso, se buscou a similaridade entre as características granulométricas da primeira camada. Dessa forma estão apresentadas na Tabela 5 as características aplicadas para a camada de carvão.

Diâmetro efetivo (areia fina) (d_{10}) (mm)	0,27
Coeficiente de Uniformidade (CU)	1,52
Coeficiente de Curvatura (CC)	0,93
Condutividade Hidráulica (K) (m/s)	$8,46x10^{-4}$
Densidade Média (Kg/m³)	593,17
Porosidade Total (%)	44
Porosidade Efetiva (%)	24

Tabela 5 – Caracterização granulométrica da camada de carvão antracitoso dos filtros lentos.

Fonte: Autor (2020).

Os pilotos de filtração possuem características granulométricas utilizadas em filtros lentos (Tabela 6) onde a segunda camada com 20 cm de espessura é composta unicamente por areia.

Diâmetro efetivo (areia fina) (d_{10}) (mm)	0,26
Coeficiente de Uniformidade (CU)	1,50
Coeficiente de Curvatura (CC)	0,95
Condutividade Hidráulica (K) (m/s)	$7,84x10^{-4}$
Densidade Média (Kg/m³)	899,54
Porosidade Total (%)	44
Porosidade Efetiva (%)	23

Tabela 6 – Caracterização granulométrica da camada de areia dos filtros lentos

Fonte: Autor (2020).

As características do meio filtrante dos filtros, em suas duas camadas (Tabela 5 e Tabela 6), em observação aos valores do Coeficiente de Uniformidade e Coeficiente de Curvatura, caracterizam meios granulares de alta uniformidade entre os grãos e pouca graduação granulométrica. Na Figura 13 é possível observar o detalhamento da disposição da camada suporte e da areia no interior do piloto conforme demonstrado na Tabela 4.

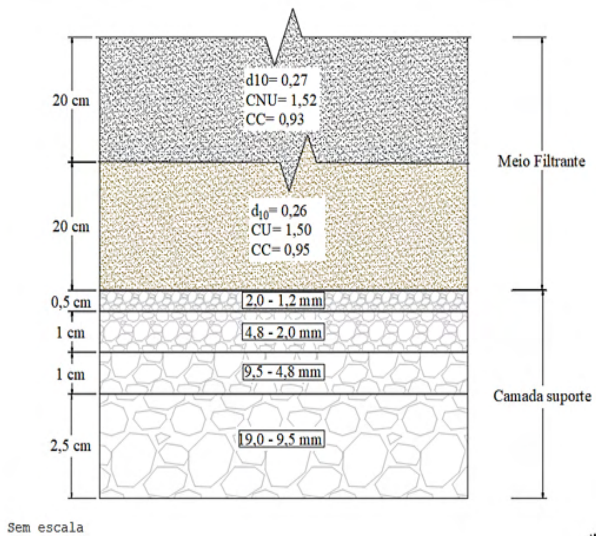


Figura 13 – Disposição de camadas dos Filtros.

Fonte: Autor, 2020.

CONCEPÇÃO GERAL E FUNCIONAMENTO DOS SISTEMAS PILOTOS

A concepção do sistema se baseou no princípio de que a água bruta passa por processo de pré-filtração anterior à filtração final, lenta como forma de remoção prévia de sólidos, microrganismos e impurezas (DI BERNARDO; DANTAS, 2005; VISSCHER, 2006; CLARKE B.A. et al. 2004; GALVIS et al. 1992).

Seguidas orientações de AWWA (2011), as estruturas do corpo dos pilotos foram construídas com diâmetro de 100 mm. De acordo com recomendações de Bellamy et al. (1985), Murtha e Heller (1999), Weber-shirk e Dick (1997) e Pizzolatti (2010), no que diz respeito a eficiência de remoção de bactérias, sólidos, *E.coli,* coliformes totais, cor aparente e turbidez, foram adotados 40 cm de espessura de camada filtrante no interior dos pilotos.

As taxas de filtração utilizadas basearam-se nos valores de filtração lenta definidos entre 3 e 12 m³/m².d, conforme FUNASA et al. (2019). As vazões de alimentação de água bruta dos pilotos foram determinadas através da Equação 3 (FUNASA, 2019), sendo considerados os valores de taxa de filtração escolhidos e a área superficial de filtração de $7{,}85 \times 10^{-3}$ m².

$$Qt = T \cdot At \quad (3)$$

Onde:

- Qt = Vazão total de filtração (m^3. dia);
- At = Área total de filtração (m^2);
- T= Taxa de Filtração (m^3/m^2. dia).

Os pilotos foram construídos são constituídos por três sistemas

Figura 14 denominados PF1, PF2, PF3 (pré-filtros), operando em fluxo descendente, dimensionados igualmente e com as mesmas características de meio filtrante, e F1, F2, F3 (filtros lentos), operando em fluxo descendente dimensionados igualmente e com as mesmas características de meio filtrante. Os sistemas operaram em duas fases diferenciadas pela taxa de filtração.



Figura 14 – Conjunto de pilotos de pré-filtração e filtração construídos no LABTAG.

Fonte: Autor (2020)

O estudo teve operação dividida em duas fases diferenciadas pela taxa de filtração empregada nos pilotos. A Figura 15 demonstra o esquema utilizado para o delineamento de operação da Fase 1 e Fase 2.

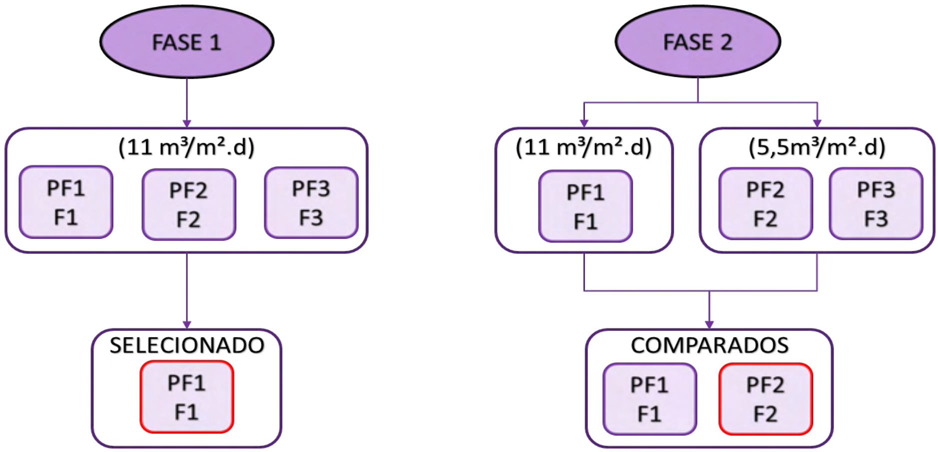


Figura 15 – Esquema de delineamento de operação das fases do estudo.

Fonte: Autor (2020).

Na Fase 1, objetivou-se a análise do desempenho dos pilotos operando com a maior taxa de filtração possível (11m³/m².d) dentro do recomendado para filtros lentos (FUNASA, 2019). Tendo em vista que as configurações do meio filtrante dos Pré-filtros, utilizadas neste estudo, não são reportadas na literatura, optou-se pela operação com capacidade de filtração próxima ao limite recomendado. Nesta configuração de operação, buscou-se avaliar a eficiência do sistema em um cenário extremado. Na Fase 2, optou-se por operar os pilotos sob taxa de filtração próxima ao limite recomendado para filtros lentos (5,5 m³/m².d), e também realizando comparação à taxa de filtração mais usual, dentro das recomendações da ABNT (1992).

A captação de água bruta para alimentação do sistema foi realizada de forma contínua através de bomba centrífuga Schneider (BCR-2010, 1 cv), instalada na casa de bombas alocada às margens do manancial (Figura 16).



Figura 16 – Bomba centrífuga.

Fonte: Autor (2020).

No laboratório, a água bruta foi armazenada no reservatório de nível constante (tambor plástico de 200 L). O reservatório possui a entrada de água no fundo, realizada através de mangueira flexível, além de exutório a 60 cm de altura (PVC soldável de Ø=32 mm). A sucção de água bruta é executada por bombas dosadoras Exatta (EX2-20, capacidade 20 L/h), com recalque direcionado ao sistema de alimentação do pré-filtro formado por câmaras de nível constante.

Para alimentação dos pilotos, foram utilizadas câmaras de nível constante (Figura 17) com carga hidráulica fixa e escoamento via orifício (diâmetro fixo de 1 mm), sendo a vazão ajustada para atender às taxas de filtração empregadas. O dimensionamento das câmaras de nível constante foi realizado de acordo com a Equação 4 (AZEVEDO NETTO, 2015).

$$Q = Cd \times A \times \sqrt{2 \times g \times h} \qquad (4)$$

Onde:

Q= vazão (m3/s);

Cd= Coeficiente de descarga de 0,62 (ALMEIDA; SALES; LIMA; NETO, 2018);

A= área do orifício (m2);

g= aceleração da gravidade (m/s²);

h= altura do orifício em relação ao nível de água dentro da câmara de nível constante

(cm).

A Figura 17 demonstra a câmara de nível constante construída com a finalidade de equalizar a vazão de entrada dos pilotos.

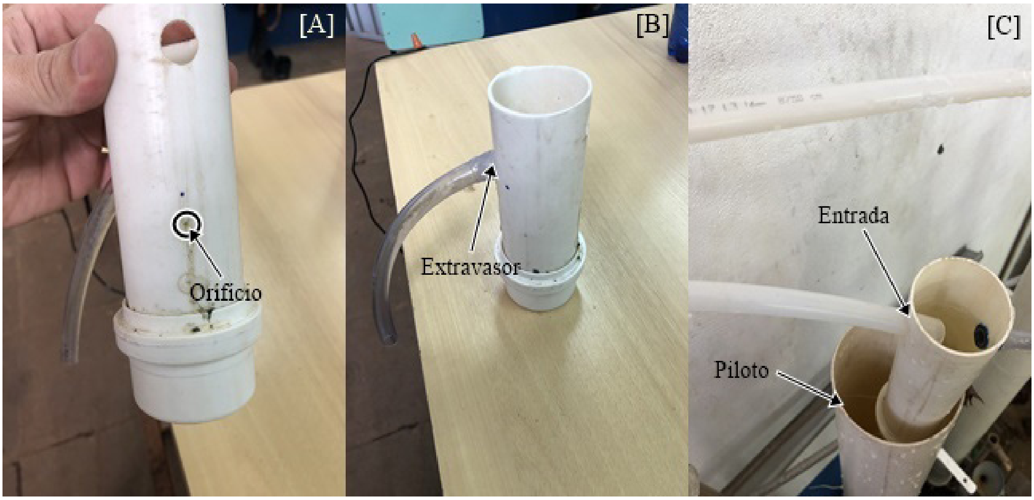


Figura 17 – Câmara de nível constante.

Legenda: [A] Foto em vista frontal; [B] Foto em vista lateral; [C] Foto em vista superior. Fonte: Autor (2020).

Para aferição da vazão de alimentação dos pilotos utilizou-se o método volumétrico, conferida diretamente na saída de água do orifício da câmara de nível constante, utilizando proveta graduada e cronômetro. O procedimento era executado a cada 2 dias em 3 repetições por ensaio. Ao final de cada carreira de filtração a câmara de nível constante e o orifício eram limpos, assim garantindo que a vazão pré-estabelecida permanecesse constante. A Figura 18 demonstra o método de aferição da vazão através do método volumétrico.



Figura 18 – Aferição da vazão pelo método volumétrico.

Fonte: Autor (2020).

Antes do início dos processos operacionais, todo o sistema foi submetido a um período de maturação do meio filtrante correspondente a 15 dias de alimentação ininterrupta, para que fossem executados testes e ajustes da estrutura e funcionamento dos pilotos.

Para a operação da Fase 1 foram empregados 11 m³/m².d de taxa de filtração para três conjuntos de pré-filtro seguido de filtro lento. As câmaras dimensionadas conforme a Equação 4, foram adequadas para operarem com 13 cm de coluna de água, promovendo vazão de alimentação constante de 60 ml/min. Os extravasares das câmaras são conectados aos sistemas de exutórios que levam a água bruta excedente até a tubulação de esgoto.

Ao passar pelo meio filtrante a água é direcionada até a saída do Pré-Filtro (PF), onde são utilizadas tubulações e conexões de PVC soldável (Ø=20 mm) conectadas no fundo dos filtros por flanges de diâmetro correspondente. O exutório da tubulação de saída foi posicionado a 10 cm de altura em relação à superfície do meio filtrante.

Cada estrutura de filtração deteve quatro piezômetros distribuídos em profundidade para monitoramento da perda de carga nas camadas durante o experimento. A carga hidráulica máxima para todos os pilotos correspondeu a 70 cm acima do leito filtrante, sendo limitada por um extravasor fixado nas colunas.

O monitoramento de perda de carga do sistema, com a finalidade de acompanhar o comportamento da colmatação em nas diferentes camadas do filtro, foi feito através da observação de 4 piezômetros instalados na lateral do filtro conectados à mesa de piezômetros. Para obtenção dos valores de carga hidráulica, eram observadas as medidas do piezômetro instalado logo acima da superfície do meio filtrante. A perda de carga da

camada de 0 a 5cm é obtida através dos valores do piezômetro 5cm abaixo da superfície. Da mesma forma a perda de carga para a camada de 5 a 20 cm é obtida pela leitura dos piezômetros a 20 cm de profundidade e a camada de 20 a 40 cm, pelo piezômetro a 40 cm de profundidade. A perda carga para cada camada ao longo da coluna de filtração foi calculada com o auxílio da Equação 5. A Figura 19 demonstra o desenho esquemático da disposição dos piezômetros ao longo da estrutura do piloto.

$$\Delta h = \text{piezômetro superior} - \text{piezômetro inferior} \quad (5)$$

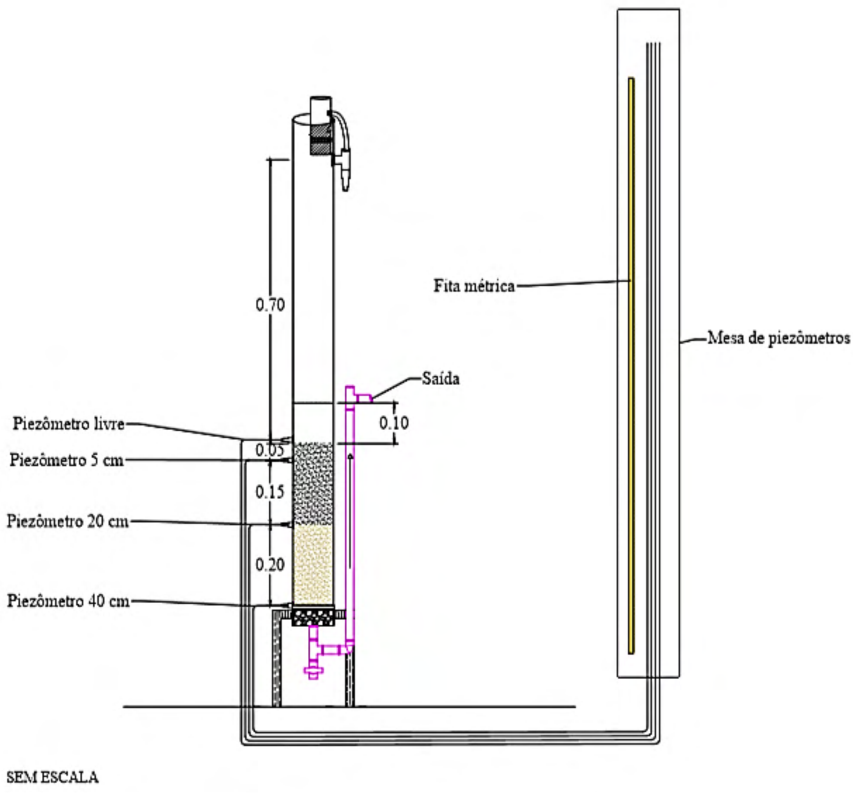


Figura 19 – Desenho esquemático da disposição dos piezômetros nos pilotos.

Fonte: Autor (2020)

Para reservação de água pré-filtrada foram utilizados baldes plásticos de 12 L. Como forma de promover homogeneização da água pré-filtrada no interior dos reservatórios, foram conectados à tubulação de saída dos pré-filtros (Figura 20).

Um segundo sistema de bombas dosadoras capta água do interior do reservatório de

água pré-filtrada transportando-a até câmaras de nível constante dos filtros. O excedente que escoa das câmaras dos filtros é redirecionado por gravidade aos reservatórios de água pré-filtrada. Ao passar pelo meio filtrante dos filtros, a água é direcionada até a saída dos filtros, sendo captadas por um funil conectado à tubulação de esgoto. Após o término da Fase 1, foram selecionados os dados do conjunto (PF e F) que apresentou resultados mais consistentes para serem discutidos

A Fase 2 consistiu na comparação entre a operação do sistema com taxa de 11 m³/m².d realizada e a operação com taxa de 5,5 m³/m².d, utilizando mesma estrutura. Para fins de comparação, os pilotos selecionados na Fase 1 tiveram sua configuração original mantida, enquanto os restantes sofreram redução da taxa de filtração, resultando na configuração apresentada na Tabela 7.

Pilotos	Taxa de Filtração
PF1–F1	11 m³/m². d
PF2–F2	5,5 m³/m². d
PF3–F3	5,5 m³/m². d

Tabela 7 – Configuração de operação dos pilotos na Fase 2.

Fonte: Autor (2020).

As câmaras de nível constante foram redimensionadas para os pilotos que sofreram alteração da taxa, conforme a Equação 4. A coluna de água foi ajustada para 3 cm, provendo a alimentação dos pilotos através de uma vazão constante de 30 ml/min.

Aquém ao funcionamento das câmaras de nível constante, todas as outras etapas de operação do sistema ocorreram de forma idêntica à Fase 1. Cabe ressaltar que para a discussão de resultados da Fase 2 também foram selecionados os pilotos que apresentaram maior regularidade e consistência dos dados de operação (PF2 e F2).

As Figura 20, Figura 21 e o Apêndice A demonstram os desenhos utilizados para a concepção das estruturas dos pilotos construídos no Laboratório de Tratamento de Água - UFSM.

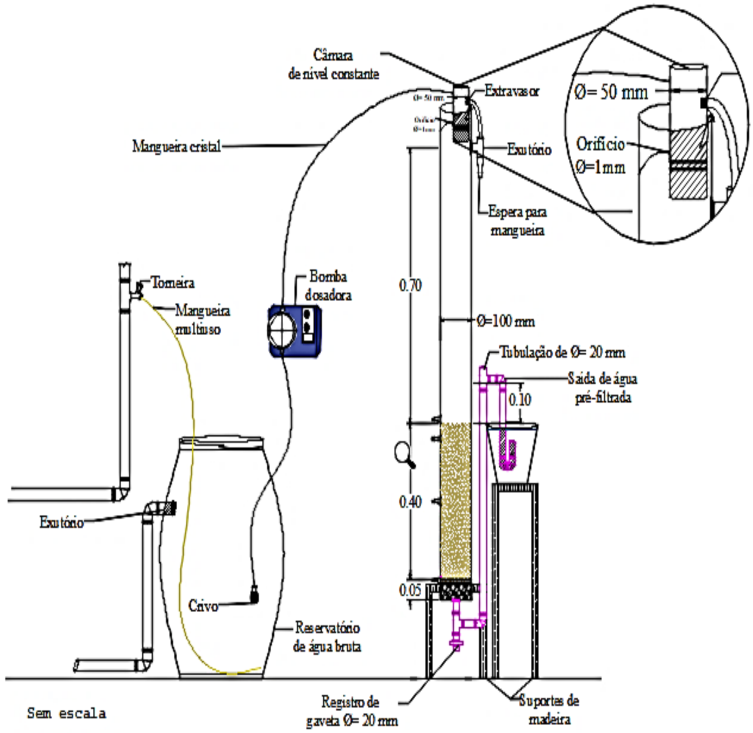
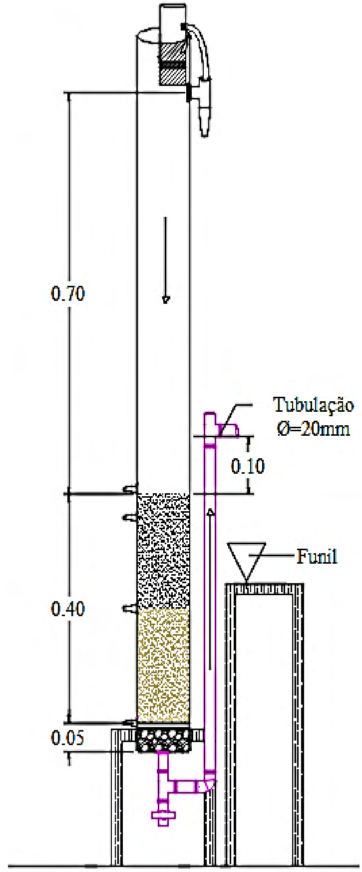


Figura 20 – Configuração do sistema de pré-filtro.

Fonte: Autor (2020).



Sem escala

Figura 21 – Configuração do sistema de filtro lento.

Fonte: Autor (2020).

O fim das carreiras de filtração ocorreu no momento em que a coluna de água atingiu o exutório (70 cm de altura). Após o fim das carreiras era realizada a drenagem da água do interior do sistema até pouco abaixo dos 5 cm de profundidade através do registro de fundo. A limpeza de todos os pilotos, ocorreu por raspagem de 5 cm de espessura da camada superficial do leito, sendo posteriormente lavada com água tratada e recolocada no piloto, conforme exemplificado na Figura 22.



Figura 22 – Demonstração da raspagem e limpeza do meio filtrante.

Legenda: [A] Raspagem do meio filtrante, [B] Limpeza do meio filtrante. Fonte: Autor (2020).

Para executar a raspagem do material, foi desenvolvida uma ferramenta de raspagem a partir de uma lâmina metálica em formato de espiral demonstrada na Figura 23. A lâmina é presa a um cabo e possui dimensões baseadas no diâmetro e altura dos pilotos.



Figura 23 – Ferramenta raspadora.

Fonte: Autor (2020).

MONITORAMENTO DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA

Os parâmetros de qualidade de água foram analisados conforme APHA (2005) diariamente para a água bruta, Pré-filtro e Filtro, contemplando alguns dos parâmetros mínimos preestabelecidos pela Portaria nº 888 de 2021.

Os parâmetros analisados para água bruta e filtrada foram: cor verdadeira, cor aparente, condutividade elétrica, coliformes totais, *Escherichia coli,* oxigênio dissolvido, pH, turbidez e temperatura. As análises de *E. coli*, foram realizadas uma vez por carreira, através do método Substratto cromogênico definido, IDEXX Colillert®, para água bruta, pré-filtro e filtro. As análises de cor verdadeira ocorreram em intervalos de 48 h. A Tabela 8 apresenta respectivamente os equipamentos utilizados e precisão de cada um.

Análise	Marca e Modelo	Gama de medição	Precisão
Condutividade elétrica	Medidor Multiparâmetros Hach modelo HQ40d. Sonda Hach CDC 401	1 μS/cm – 200 mS/cm	± 0.5%
Cor aparente e verdadeira	Colorímetro Hach DR-900. Membrana Pall Corporation modelo GN-6 Metricel	0-2 Abs	±0,005 Abs em 1,0 Abs nomina
Oxigênio dissolvido	Medidor Multiparâmetros Hach modelo HQ40d. Sonda Hach LDO101	0,1 a 20,0 mg/L	±0,1 mg/L para 0 a 8 mg/L; ± 0,2 mg/L para mais de 8 mg/L
pH	Medidor Multiparâmetros Hach modelo HQ40d. Sonda Hach pHC101	pH 2 a 14	±0,02 pH
Temperatura	Medidor Multiparâmetros Hach modelo HQ40d. Sonda Hach pHC101	0 a 50ºC	±0,3ºC
Turbidez	Turbidímetro Hach modelo 2100Q	0-1000 NTU	±2%

Tabela 8 – Características dos equipamentos de análise de qualidade da água.

Fonte: HACH (2021).

Foram selecionadas carreiras de filtração para que ao final das mesmas, tanto para os pré-filtros quanto para os filtros lentos, fosse monitorado o comportamento dos pilotos quanto

à recuperação do desempenho de remoção de turbidez após a limpeza do meio filtrante. O monitoramento teve início a partir da retomada do abastecimento das novas carreiras tendo duração condizente a estabilização dos valores de turbidez produzidos.

Com complemento de interpretação dos resultados observados durante o monitoramento dos parâmetros de qualidade da água, efetuou-se análise estatística

através do Teste t e correlação pelo método de Pearson (*software* Minitab).

FATIAMENTO E OBSERVAÇÃO MICROSCÓPICA DO MEIO FILTRANTE

Após o término das carreiras de filtração, a alimentação do sistema foi interrompida e os pilotos foram drenados de forma lenta através da abertura do registro de esfera de fundo. Esta etapa do monitoramento objetivou a observação de características como tamanho e formato granular da mídia, bem como a identificação de deposição de materiais em diferentes profundidades no leito. Os filtros tiveram toda a extensão de seus meios filtrantes raspados em camadas com o auxílio do raspador desenvolvido para limpeza (Figura 23). O acesso ao leito filtrante se deu pela abertura superior do sistema, após a retirada da câmara de nível constante. Todas as camadas do leito foram retiradas com espessura de 1 cm conforme demonstra a Figura 24.

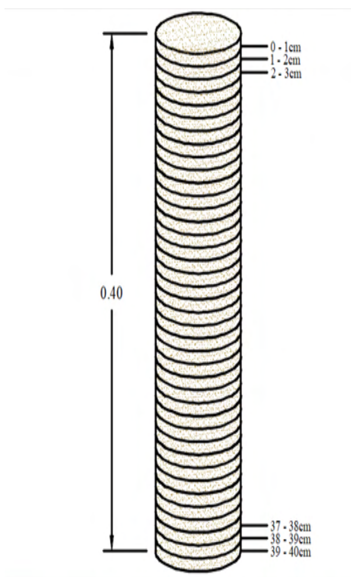


Figura 24 – Esquema de raspagem de meio filtrante em camadas.

Fonte: Autor (2020).

Todos os filtros tiveram a alimentação interrompida e fatiados no mesmo dia, sendo as amostras embaladas em pequenos sacos plásticos com fechamento de *ziplock*, identificadas e transportadas ao Laboratório de Recursos Hídricos (UFSM) para armazenamento sob refrigeração.

A observação microscópica das amostras foi realizada no Laboratório de Botânica e Fisiologia (UFSM) nos dias 25 e 26 de janeiro de 2021, com a utilização de microscópio

óptico Bioval Dual Action Fuse, com lentes oculares de 16X, e lentes objetivas Plan 4/0.10 – 160/0.17 (aumento de 64x), as fotografias feitas com o uso de aparelho celular.

Para a observação amostras de cerca de 1g de cada camada foi acomodada sob lâmina com adição de água destilada, e coberta por uma lamínula. Após o ajuste do foco e luz da mesa de observação, foram feitos os registros fotográficos. A etapa de raspagem e observação baseou a análise das características de formato e tamanho dos grãos da mídia, além de possibilitar a quantificação visual da presença de materiais em deposição ao longo do meio filtrante.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As carreiras de filtração da primeira fase do experimento tiveram início após o período de maturação de 15 dias. Assim, o sistema começou a operar no dia 18 de junho de 2020 com término no dia 25 de agosto de 2020. As carreiras da segunda fase tiveram início no dia 15 de setembro de 2020 e término no dia 26 de outubro de 2020. Em ambas as fases, o monitoramento dos parâmetros físico-químicos e hidráulicos do sistema foi realizado diariamente. Os resultados das fases 1 e 2 de operação do sistema serão discutidos separadamente, sendo abordados apenas os correspondentes aos sistemas de pré-filtro e filtro lento que apresentaram maior consistência e regularidade de dados nas duas fases, apresentando ausência de falhas estruturais e na produção de resultados.

Durante o monitoramento foram analisados os aspectos de turbidez, cor aparente e verdadeira, pH, temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, perda de carga, coliformes totais e *E.coli*. Após o término das carreiras, dado após a obtenção de um número significativo de dados, foram analisados os aspectos visuais de colmatação e formato dos grãos de todas das camadas do corpo do meio filtrante.

FASE 1: SISTEMA COM TAXA DE FILTRAÇÃO ÚNICA DE 11 M^3/M^2.D

Antes do início da operação, o sistema passou por período de maturação de 15 dias. Nesse período, em simultâneo, foram executados testes e melhorias nas estruturas de alimentação, saída, e funcionamento dos piezômetros. O sistema operou por 69 dias decorrendo 6 carreiras de filtração no pré-filtro com tempo de duração entre 5 e 21 dias e 4 carreiras de filtração no filtro lento com tempo de duração entre 7 e 27 dias.

Avaliação do comportamento dos parâmetros Turbidez, Cor Aparente e Cor Verdadeira

O parâmetro de turbidez é derivado de diversas substâncias em suspensão em estado coloidal, microrganismos, material inorgânico e orgânico, microalgas entre outros. A composição complexa de tal parâmetro torna sua remoção imprescindível para obtenção de tratamentos de boa eficiência (PIZZOLATTI, 2010; POPEK, 2018; RAY; MELIN; LINSKY, 2003).

O parâmetro de cor aparente da água está vinculado à presença de materiais dissolvidos e em suspensão presentes na água (ESQUIVEL, 2012). Já o parâmetro de cor verdadeira é atribuído principalmente à ocorrência de substâncias dissolvidas e/ou materiais húmicos coloidais, sendo necessários para sua remoção processos de coagulação utilizando agentes químicos (DI BERNARDO, L.; BRANDÃO, C. C. S.; HELLER, L., 1999).

Os dados demonstrados na Figura 25 (a) apresentam valores de turbidez da água bruta, pré-filtrada e filtrada ao longo do monitoramento resultantes das análises realizadas no sistema. Da mesma forma a Figura 25 (b) apresenta os resultados de remoção de

turbidez promovida pelo sistema com taxa ajustada para 11 m³/m².d.

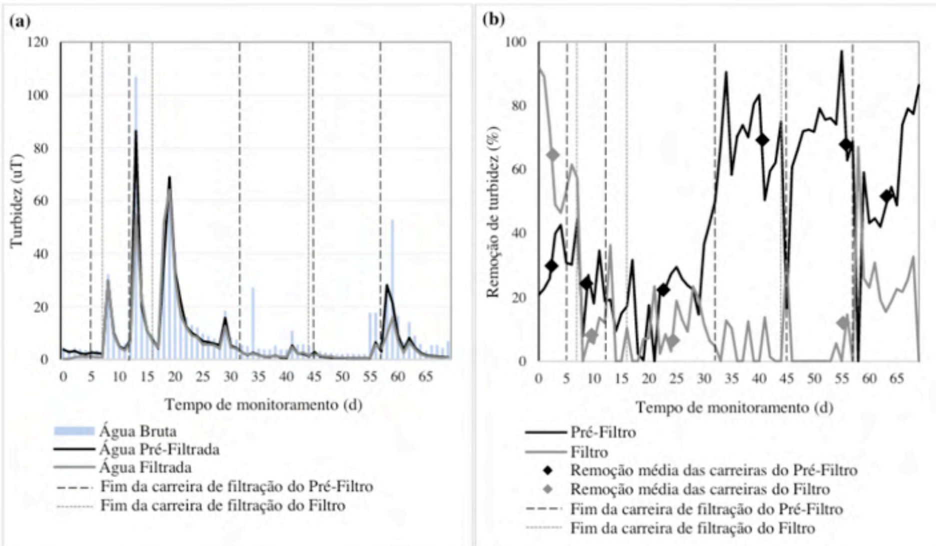


Figura 25 – Resultados de monitoramento do parâmetro turbidez – Fase 1 (11 m³/m².d).

Legenda: (a) parâmetro turbidez Pré-filtro e Filtro lento; (b) remoção de turbidez do Pré-filtro e Filtro lento Fonte : Autor (2020).

De acordo com a Figura 25, em grande parte do estudo, a água e pré-filtrada apresentou valores menores que a água bruta, bem como a água filtrada apresentou valores menores que a água pré-filtrada. Durante todo o período de operação foi possível observar através das análises realizadas (Figura 25 [a]), grande oscilação dos valores de turbidez da água bruta que esteve em 30,5 % das amostras acima de 10 uT, variando entre 2,0 uT e 107,0 uT e com média de turbidez 12,2 uT.

A produção de água pré-filtrada apresentou variações de 5 uT a 86,0 uT, estando estas associadas às oscilações da água bruta, obtendo média de 8,3 uT, havendo correlação linear positiva moderada (0,952; α =0,05).

A pré-filtração apresentou remoção de turbidez (Figura 25 [b]) variando de nula a 97,1% de remoção máxima com média de remoção global 45,6%. Os valores médios de remoção do Pré-Filtro estão demonstrados na Tabela 9, e expressos pelos marcadores alocados no gráfico, na Figura 25 (b). Em todas as carreiras, o percentual de remoção foi acima de 23,0%. Durante a operação convém relatar que em aproximadamente 80% das amostras a água pré-filtrada apresentou turbidez abaixo de 10 uT, portanto mais conveniente ao filtro lento posterior (GALVIS; VISSCHER; LLOYD, 1992).

As menores remoções pelos pré-filtros foram observadas com o corpo filtrante

ainda “limpo”, no início das carreiras, o que possivelmente têm relação com o diâmetro efetivo ($d_{10=}$ 0,46) adotado, que é característico de filtros rápidos. O maior diâmetro efetivo propicia melhores condições de condutividade hidráulica e fluidez entre os grãos, o que consequentemente acarreta em uma maior facilidade de transpasse de partículas (SOARES; PIZZOLATTI, 2019).

Vale ressaltar, em uma visão geral, a tendência ao aumento da remoção conforme se aproxima o fim das carreias de filtração. Além disso, o aumento da presença de materiais particulados favorece a ação de mecanismos de aderência, além propiciar maior deposição de materiais sobre a superfície dos grãos (HUISMAN; WOOD, 1974; SOUZA, 2015). Tal acúmulo resulta na diminuição do volume dos poros do leito, principalmente nos primeiros centímetros. Em consequência poros menores culminam na maior probabilidade de retenção de sólidos quando em contato com o meio filtrante (PIZZOLATTI, 2014). O processo descrito corresponde à colmatação, que por sua vez exerce influência direta na redução da condutividade hidráulica do meio (SOARES; PIZZOLATTI; SENS, 2019).

A água filtrada apresentou valores de turbidez entre 0,3 uT e 64,2 uT, com valor médio de 7,11 uT, estando acima do recomendado pela legislação brasileira (Portaria nº 888 de 2021) para filtração lenta(Figura 25 [a]). Destaca-se que durante grande parte do monitoramento os valores de água pré-filtrada e filtrada estiveram muito próximos.

Quanto a remoção, o filtro lento, apresentou 92,0% como valor máximo nos primeiros dias de carreira, chegando a não apresentar remoção em algumas amostras, obtendo em média, remoção de 23,9%. Este evento pode ser explicado pela baixa remoção apresentada nos primeiros dias da carreira do Pré-Filtro, o que propiciou o transpasse de materiais de maior tamanho que vieram a ser barrados no Filtro. No restante dos dias de monitoramento percebe-se certa inconstância na eficiência do filtro Lento, principalmente, quando a turbidez da água pré-filtrada foi menor que 1 uT.

Isto pode indicar que a água pré-filtrada possua turbidez essencialmente constituída de materiais coloidais muito pequenos, característica de lagos de pouca movimentação.(DI BERNARDO, 2003).Considerando a taxa de filtração ($11 m^3/m^2.d$) e a expressiva retenção de materiais de maior diâmetro ainda na etapa de pré-filtração, a baixa remoção exprimida pelo filtro lento pode estar associada ao transpasse de partículas $<1 \mu m$ (BOTARI; DI BERNARDO, 2009). A constituição da turbidez por materiais dissolvidos, coloidais e/ou húmicos, caracterizam valores associados à cor da água, de difícil remoção unicamente com processos físicos de separação (DI BERNARDO, L;; BRANDÃO, C. C. S.; ; HELLER, L., 1999). Ainda é possível atribuir o transpasse de partículas, ao potencial de infiltração promovido pelo baixo valor do coeficiente de uniformidade (CU) do filtro lento (1,5). Uma vez que valores de CU<5 representam uma menor desuniformidade do meio granular (WIECHETECK, 1996).

Os valores médios de remoção do piloto de filtração, demonstram que o piloto

alcançou 65,1% como valor máximo de remoção média na primeira carreira, sendo que nas demais carreias a remoção média manteve-se abaixo de 15%. O sistema (Pré-Filtro e Filtro lento) conseguiu remoção média total de turbidez de 54%.

Em apenas 46,4% das amostras analisadas, os valores de turbidez da água filtrada esteve abaixo de 2 uT, no entanto que não confere aos padrões estabelecidos pela Portaria nº 888 de 2021, que preveem valores menores que 1 uT em 95 % das amostras analisadas (BRASIL, 2021).Os valores médios de remoção do piloto de filtração apresentados na Tabela 9.

Pré-Filtro		**Filtro**	
Carreira	**Remoção (%)**	**Carreira**	**Remoção (%)**
1	30,5[(a)]±9,1[(b)]	1	65,1±17,6
2	25,8±12,1	2	9,4 ±11,4
3	23,6±16,3	3	7,7±6,2
4	70,4±12,0	4	13,6±16,2
5	68,7±18,0	-	-
6	54,8±23,3	-	-
Remoção Total	45,6±21,6		23,9±27,5

Tabela 9 – Remoção média do parâmetro turbidez no decorrer das carreiras – Fase 1 (11 m³/m².d). Legenda: (a) média das amostras; (b) desvio padrão. Fonte: Autor (2020).

Ainda sobre aspectos físicos da água, os dados demonstrados na Figura 26 (a) apresentam valores de cor aparente ao longo do monitoramento resultantes das análises realizadas no sistema. Da mesma forma a Figura 26 (b) apresenta os resultados de remoção de cor aparente promovida pelo sistema operando com taxa de 11 m³/m².d.

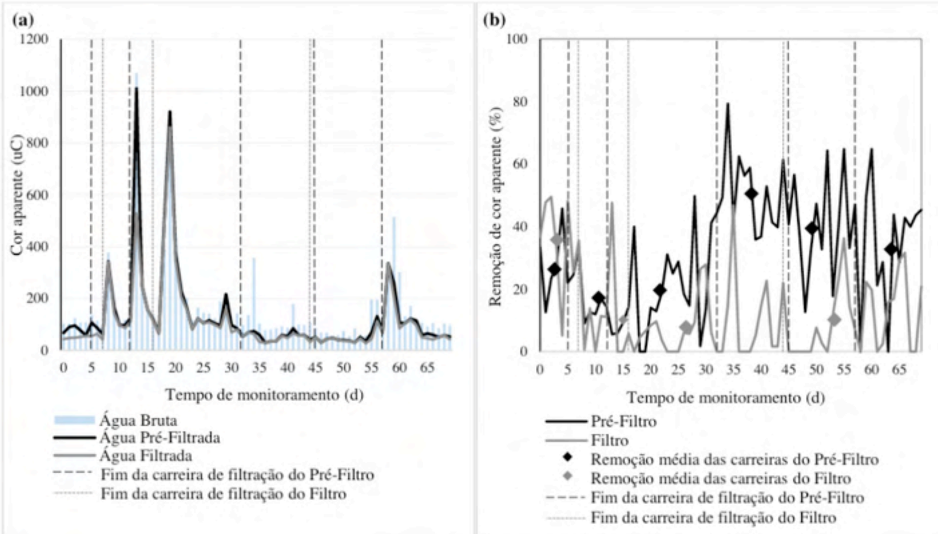


Figura 26 – Resultados de monitoramento do parâmetro cor aparente – Fase 1 (11 m³/m².d).

Legenda: (a) parâmetro cor aparente Pré-filtro e Filtro lento; (b) remoção de cor aparente Pré-filtro e Filtro lento Fonte : Autor (2020).

Na Figura 26 (a) é possível constatar a constante redução dos valores de cor aparente quando comparado à água bruta, com a água pré-filtrada houve entre os valores, correlação linear positiva moderada (0,953; α =0,05). A água pré-filtrada, apresentou valores entre 29,0 uC e 1010,0 uC produzidos ao longo dos dias de monitoramento, obtendo valor médio de 129,5 uC.

Há também o comportamento oscilante da cor aparente em relação à água bruta estudada, sendo notados grandes picos no decorrer da operação, principalmente vinculados a eventos de chuva nos dias 8, 13 e 19 do monitoramento. A água bruta apresentou valores atribuídos a cor aparente entre 55 uC e 1070 uC, e como média global durante os 69 dias, 172,6 uC.

Em questão de remoção (Figura 26 [b]) o pré-filtro apresentou de valores nulos até 79,3% de eficiência, ao longo do monitoramento, com média de 31,9%. Na Tabela 10 é possível visualizar os valores médios de remoção para cada carreira executada no pré-filtro. A remoção de cor aparente para o pré-filtro demonstrou percentuais acima de 17%, tendo como destaque as carreiras 4 e 5, com os maiores percentuais médios de remoção.

Assim como observado nos parâmetros de remoção de turbidez (Figura 26 [b]) percebe-se que o aumento da eficiência do filtro, também na remoção de cor aparente, está associado ao fim das carreiras. Igualmente, é possível atrelar tal comportamento ao aumento nos níveis de colmatação e consequente redução do espaço poroso (PIZZOLATTI, 2014; SOARES; PIZZOLATTI; SENS, 2019). Tal fator pode indicar que o parâmetro de cor

da água de estudo é constituído em sua maioria por sólidos suspensos, mais facilmente retidos pelo menor tamanho dos poros (DALSASSO, 2005).

Os resultados obtidos para cor aparente da água filtrada (Figura 26 [a]) apresentaram-se, mesmo que em pouca escala, regularmente abaixo dos atrelados à água pré-filtrada. Com exceção da primeira carreira onde houve maior diferença de valores, o restante dos resultados demonstrou bastante similaridade e pouca redução do parâmetro. O filtro lento forneceu água de cor aparente entre 27,0 uC e 860,0 uC, com média de produção de 110,4 uC, correspondendo a uma redução média de 19,1 uC, não apresentando valores iguais ou menores que 15 uC, que é recomendado pela legislação (Portaria nº 888 de 2021), em nenhuma das amostras.

Ao considerar a remoção percentual promovida pelo filtro lento exibida na Figura 26 (b), nota-se a sucessiva variação dos resultados sendo que por diversas vezes os mesmos se apresentaram como zero. Isto indica baixa retenção de sólidos em suspensão por parte do filtro, tendo em vista a ação da etapa de pré-filtração. Apenas no estágio inicial da operação, foram obtidos percentuais de remoção máxima de 49,5 %, chegando a apresentar valores nulos como remoção mínima. Isto coincide, com o ocorrido na remoção de turbidez, que houve baixa colmatação do meio filtrante do pré-filtro. De forma geral, o filtro lento promoveu a remoção média de 16,6% da cor aparente (Tabela 10).

O desempenho observado para os filtros lentos, pode ser relacionado diretamente a uma boa atuação do pré-filtro o que possibilitou maior passagem se sólidos suspensos, comprovado pela ausência de correlação (-0,04; α=0,05), tendo em vista as características da água bruta. Uma vez que o sistema tende a cumprir seu papel como alternativa de amenização também do parâmetro de cor, turbidez, coliformes e algas (DI BERNARDO; DANTAS, 2005; PATERNIANI; CONCEIÇÃO, 2004). Nesse sentido também se faz possível associar a baixa retenção de partículas à propensão de infiltração promovida pelo baixo valor do CU (1,5) (WIECHETECK, 1996). Ainda, pode ser somada a contribuição do material filtrante (carvão antracitoso) para maior passagem de sólidos em profundidade, uma vez que a densidade dos grãos propiciam maior formação de caminhos preferenciais no leito, carreando partículas em profundidade (BRINCK, 2009; WIECHETECK, 1996).

A Tabela 10 apresenta os valores médios de remoção de cor aparente condizentes a cada carreira de filtração executadas para o pré-filtro e filtro lento.

Pré-Filtro		Filtro	
Carreira	**Remoção (%)**	**Carreira**	**Remoção (%)**
1	27,5[a] ±11,3[b]	**1**	35,1±14,8
2	17,5 ±8,5	**2**	10,0±15,1
3	20,9 ±16,2	**3**	8,2±11,2
4	51,5 ±13,6	**4**	10,9±11,7
5	40,4±15,8	**-**	-
6	34,0±19,4	-	-
Média Geral	31,9±12,7		16,6±12,2

Tabela 10 – Remoção média do parâmetro cor aparente – Fase 1 (11 m³/m².d).

Legenda: (a) média das amostras; (b) desvio padrão. Fonte: Autor (2020).

A Figura 27 apresenta os valores obtidos no período de monitoramento da água bruta, pré-filtrada e filtrada (a), bem como a remoção exercida pelo sistema (b) para o parâmetro de cor verdadeira, no decorrer da primeira fase de operação com taxa de filtração de 11 m³/m².d.

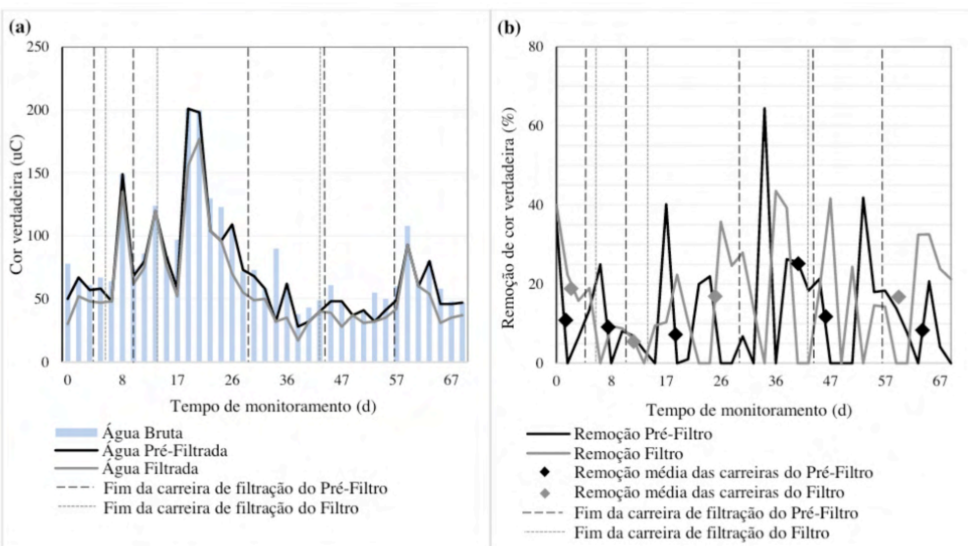


Figura 27 – Resultados de monitoramento do parâmetro cor verdadeira – Fase 1 (11 m³/m².d).

Legenda: (a) parâmetro cor verdadeira Pré-filtro e Filtro lento; (b) remoção de cor verdadeira Pré-filtro e Filtro lento Fonte : Autor (2020).

É possível observar que água bruta apresentou picos de cor verdadeira condizentes à turbidez e à cor aparente (Figura 26 [a] e Figura 27 [a]) o que é confirmado pela correlação linear positiva moderada (0,982; α=0,05).

Na Figura 27 (a) estão registrados os dados do comportamento da água bruta representados pelas colunas, com relação a cor verdadeira durante a operação da fase 1.

A cor verdadeira para a água bruta variou entre 37 uC e 201 uC, e teve como média 79,9 uC no período estudado. Com isso, pode-se indicar que pelos valores médios de cor aparente e verdadeira, a água bruta é composta em média por 46,3% de sólidos em dissolvidos provenientes da cor verdadeira e 53,7% por sólidos em suspensão provenientes da cor aparente.

A cor verdadeira da água pré-filtrada apresentou em média 70,5 uC, e variou entre 201uC e 32 uC, estando em 86,5% das amostras acima de 40 uC. O pré-filtro apresentou remoções variando entre nulas e no máximo 64,4%, exprimindo 13,7% como média global (Tabela 11), sendo que, em mais da metade das amostras analisadas constatou-se remoção abaixo de 10 %.

Tal comportamento por parte do pré-filtro já era esperado tendo em vista sua composição granulométrica, com diâmetro efetivo (0,46 mm), característico de filtros rápidos. Cabe destaque a maior condutividade hidráulica que está relacionada ao maior diâmetro efetivo dos grãos e, consequentemente em decorrência do espaço poroso (BAVEYE; VANDEVIVERE; HOYLE; DELEO *et al.*, 1998). Com isso, há uma menor tendência de captação de partículas pela superfície dos grãos. Tal ocorrência propende a ser intensificada quando se trata de partículas de menor massa (sólidos dissolvidos), como é o caso do parâmetro de cor verdadeira. Dado que existem maiores probabilidades de carreamento das mesmas por ação das forças hidrodinâmicas do fluxo (DALSASSO, 2005).

Com vistas ao desempenho do filtro lento demonstrado na Figura 27 (a), é possível observar valores que variaram entre no mínimo 17 uC e no máximo 177 uC. Cabe salientar que, diferentemente do pré-filtro, o filtro lento obteve em 40,5% das amostras valores abaixo de 40 uC, porém em nenhuma das amostras foram observados valores iguais ou menores de 15 uC, conforme prevê a Portaria nº 888 de 2021. Os resultados de remoção percentual da cor da água filtrada (Figura 27 [b]) tiveram como média global de remoção de 14,9% (Tabela 11), e como valores máximos 43,5%, também apresentando remoção nula em algumas amostras.

Os baixos valores de remoção exprimidos pelo filtro lento também condizem com o esperado. Tendo em vista que valores relevantes de remoção de cor verdadeira não são esperados para sistemas de filtração lenta, mesmo sendo associada sua maior porosidade efetiva em relação a pré-filtros. (CLEASBY, 1991; MURTHA, 1998). Os sólidos dissolvidos na água também podem ser originados da degradação de compostos dissolvidos pela camada microbiológica do filtro. Esse processo confere um tamanho ainda menor aos sólidos, dificultando ainda mais sua remoção, podendo ocasionar até mesmo incremento de cor verdadeira na água (SOUZA, 2020).

Os valores das médias de remoção de cor verdadeira em cada carreia, para o filtro lento e o pré-filtro representadas pelos marcadores da Figura 27 (b), são demonstrados separadamente na da Tabela 11.

Pré-Filtro		Filtro	
Carreira	**Remoção (%)**	**Carreira**	**Remoção (%)**
1	13,9[a] ±12,5[b]	**1**	19,4±14,3
2	10,2±10,6	**2**	6,8±4,0
3	8,5±13,3	**3**	16,3±15,9
4	26,9±23,5	**4**	17,23±14,1
5	13,5±15,4	-	-
6	9,25±8,2	-	-
Média Geral	13,7±6,8		14,9±5,6

Tabela 11 – Remoção média do parâmetro cor verdadeira – Fase 1 (11 m³/m².d).

Legenda: (a) média das amostras; (b) desvio padrão. Fonte: Autor (2020).

Os valores médios globais do parâmetro cor verdadeira produzidos pelos pilotos pré-filtro e filtro lento estão apresentados na Tabela 12. A mesma demonstra os valores médios obtidos através das análises de água bruta, água pré-filtrada e água filtrada, e também atribui aos valores o desvio padrão amostral, para o total de amostras coletadas no ao longo dos 69 dias de monitoramento do sistema.

	Água Bruta	**Pré-Filtro**	**Filtro Lento**
Turbidez (uT)	12,2[a]±16,7[b]	8,30±14,5	7,11±12,39
Cor Aparente (uC)	172,5±170,2	129,5±169,2	110,4±134,7
Cor Verdadeira (uC)	79,9±40	70,5±41,2	59,8±37,2

Tabela 12 – Valores médios globais dos parâmetros físicos – Fase 1 (11 m³/m².d).

Legenda: (a) média das amostras, (b) desvio padrão amostral. turbidez (n=69); cor aparente (n=69); cor verdadeira (n= 36). Fonte: Autor (2020).

Alguns experimentos utilizaram características de colunas filtrantes semelhantes ás utilizadas neste estudos, obtendo resultados significativos, sendo eles:

Soares et al. (2010) similarmente obteve resultados de remoção abaixo de 80% para

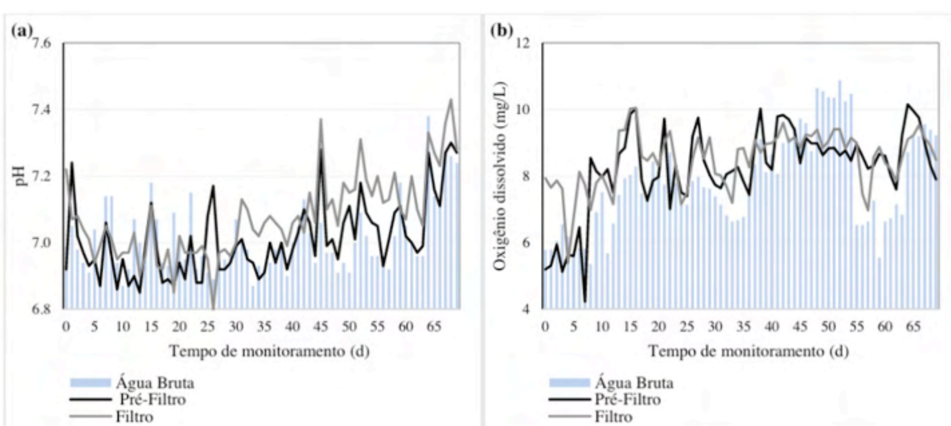
características físicos de água bruta de turbidez acima de 10 uT, semelhantes utilizando filtros de areia (d_{10}= 0,55 mm) com leito de 40 cm, operando a uma taxa de 3 m³/m².d. No estudo o autor reportou valores máximos de remoção de turbidez de 66%, cor aparente de 53.

Também empregando filtros de 40 cm de leito filtrante e d_{10}= 0,55 mm (acima do recomendado) porém tratando água bruta de turbidez abaixo de 10 uT, Pizzolatti et al. (2010) alcançou melhores resultados de remoção para os mesmos parâmetros. Onde os resultados apresentaram remoção média de turbidez e cor aparente de 81,3%, 76,0%, respectivamente. Em ambos os estudos os valores de remoção de cor verdadeira não alcançaram 20%.

Utilizando colunas filtrantes com 40 cm de leito filtrante com diâmetro efetivo similar de filtros lentos (d_{10}= 0,3 mm), Souza 2021 aplicou uma taxa de filtração (8m³/m².d) acima do recomendado por FUNASA (2019) para filtros lentos. No estudo o autor reportou melhores resultados tratando água bruta com turbidez abaixo de 10 uT, chegando a 83 % de remoção média de turbidez e 75% de remoção média de cor aparente. Os resultados de remoção média de cor verdadeira durante o experimento foram de 43%.

Avaliação dos parâmetros de controle: pH, Temperatura, Oxigênio dissolvido e Condutividade elétrica

O parâmetro pH tem associação direta com processos químicos e biológicos ocorrentes no leito filtrante à medida que os processos colmatativos no leito filtrante avançam (SOARES; PIZZOLATTI, 2019). É, portanto, importantes parâmetros de monitoramento na operação de sistemas de filtração. A Figura 28 apresenta os resultados do monitoramento dos parâmetros pH, temperatura, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica.



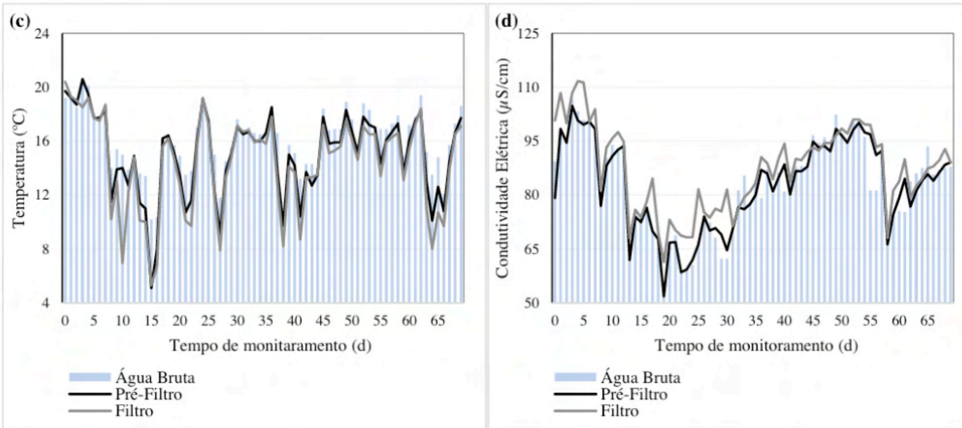


Figura 28 – Resultados de monitoramento dos parâmetros pH, temperatura, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica – Fase 1 (11 m³/m².d).

Legenda: (a) pH; (b) oxigênio dissolvido; (c) temperatura; (d) condutividade elétrica. Fonte: Autor (2020)

Variações nos valores de pH são diretamente influenciadas por eventos de ocorrências naturais como a absorção de gases atmosféricos, degradação de materiais orgânicos, dissolução de rochas, fotossíntese de algas ou ainda por ações antropogênicas (VON SPERLING, 2005). Os valores de pH da água bruta apresentaram variação constante, porém em baixa escala com valores entre 7,3 e 6,8 sem alterações significativas vinculadas aos dias de precipitação (8, 13 e 19). Em média o pH da água bruta manteve-se em 7,01, ou seja, dentro da neutralidade o que normalmente pode favorecer a degradação de matéria orgânica por microrganismos. O pré-filtro e filtro lento tiveram variação coincidente às alterações da água bruta de entrada, inclusive apresentando o mesmo valor médio de 7,01, dentro da faixa estabelecida pela legislação (Portaria nº 888 de 2021). A relação entre os valores demonstrou-se linear positiva moderada (0,529; 0,656; 0,716; α=0,05).

Não são reportadas grandes alterações do parâmetro pH vinculadas à filtração lenta, uma vez que sua aplicação é recomendada para mananciais com faixa de pH entre 5 e 9 (FUNASA, 2019; PIZZOLATTI, 2010).

O parâmetro oxigênio dissolvido (OD) tem sua importância principalmente atribuída a existência de microrganismos aeróbios. Alterações em sua concentração podem ser relacionadas tanto a atividades microbianas quanto à movimentação física, promovendo a dissolução de gases em meios aquáticos (VON SPERLING, 2005).

Na Figura 28 (b) é possível observar que há incremento de oxigênio dissolvido no piloto de pré-filtração em relação à água bruta. O que pode ser atribuído à forma como a alimentação do sistema ocorre, através da câmara de nível constante presa no topo do piloto acima da carga hidráulica do sistema. A queda da água mesmo o fluxo sendo direcionado ao escoamento pelas laterais do piloto, pode ter contribuído para tal acréscimo

de oxigênio no pré-filtro.

Já na linha da Figura 28 (b) que representa o filtro, mesmo possuindo o mesmo sistema de alimentação, é notada uma concentração de oxigênio muito semelhante à do pré-filtro. O fato de não ser evidenciada a mesma ocorrência em relação ao OD na água filtrada, pode ser explicado pela maior duração das carreiras. Onde, consequentemente há propensão ao desenvolvimento microbiológico que segundo Souza (2020) culmina em uma atividade biológica de oxidação, com consequente consumo do oxigênio.

Os resultados das análises de oxigênio dissolvido demonstraram alterações durante o tratamento, se mantendo entre 4 mg/L e 11 mg/L, tanto para água bruta quanto para os pilotos. A água bruta por sua vez apresentou média de 7,83 mg/L, no pré-filtro a média foi de 8,51 mg/L e para o filtro lento 8,23 mg/L. Baixas concentrações de OD presentes na água bruta podem ser atribuídas a baixa profundidade e ao ambiente lêntico do manancial pois as interações entre correntes de ar e a superfície são reduzidas. E ainda por longos períodos de estiagem, onde não ocorre o impacto entre as gotas de chuva e a superfície do lago, limitando a aeração do mesmo (FREITAS, 2018).

As oscilações de temperatura da água tem influência direta nas forças hidrodinâmicas em consequência de sua relação com a viscosidade, e ainda exerce interferência na proliferação microbiológica responsável pela degradação compostos orgânicos no meio filtrante (MICHELAN, 2010). O monitoramento da temperatura durante a fase 1 do experimento é apresentado na Figura 28 (c).

Pelo fato de o manancial estar exposto a fatores como radiação solar, movimentação dos ventos e precipitação, espera-se que haja grandes variações ao longo do tempo de monitoramento. O período em que ocorreu a operação do sistema também contribuiu na variação de temperatura ao longo do monitoramento uma vez que os meses de junho, julho e agosto correspondem à estação de inverno no país. Por estarem instalados na parte interna do laboratório, a água no interior das colunas de filtração tem sua temperatura principalmente influenciada pela temperatura da água de alimentação.

A média de temperatura registrada para água bruta foi de 16,9°C, para o pré-filtro 15,5°C e para o filtro lento 14,4°C. A diminuição da temperatura em relação à água bruta observada na Figura 28 (c), pode ser explicada pela equivalência de temperatura e de concentrações de compostos, consequente de processos dispersão. Desta forma a água tende a equiparar sua temperatura à do ambiente em função dos caminhos de fluxo dispersos na coluna (MICHELAN, 2010).

O parâmetro condutividade elétrica é relacionado a quantidade de íons e cátions dissolvidos na água do manancial, adsorvidos do solo, além da presença de minerais naturais (ALBUQUERQUE, 2015; DASH; PRAKASH; KUMAR; MEHROTRA *et al.*, 2010).

Na Figura 28 (d) percebe-se o comportamento da condutividade elétrica para água

bruta e pilotos, não havendo evidências de grandes alterações do parâmetro causadas pelo sistema de filtração. Tendo em vista que as oscilações expressas pela água provinda dos pilotos seguem as da água bruta (correlação linear positiva moderada de 0,949; 0,893; 0,939; α=0,05), com exceção de pequenos picos que podem ser atribuídos a gama de medição do aparelho. As médias de condutividade elétricas aferidas durante o monitoramento foram para água bruta, pré-filtro e filtro lento de 83,15μS/cm, 82,71 μS/cm e 87,1 μS/cm, respectivamente. Por serem preenchidos por material inerte, atribuem-se as variações da condutividade elétrica da água filtrada às oscilações ocorridas na água bruta.

Avaliação dos parâmetros Coliformes Totais e *E.coli*

A Portaria nº 888 de 2021 prevê para água de consumo humano a ausência de coliformes totais e *Escherichia coli* em 100 ml de amostras. Tendo em vista que a água potável deve ser isenta de microrganismos patogênicos e de bactérias indicadoras de contaminação fecal, tendo como principal indicador do grupo de bactérias a *Escherichia coli*. Sendo este um indicador direto de contaminação fecal por ser encontrado em fezes de animais de sangue quente e de seres humanos (FUNASA, 2013).

As coletas amostrais foram realizadas para água bruta, pré-filtrada e filtrada, uma vez a cada ensaio de filtração considerando as carreiras do pré-filtro.

A Figura 29 apresenta os resultados das análises realizadas para coliformes totais (Ct) (a) e *E.coli* (b) ao longo do período de monitoramento do parâmetro, realizado no início do experimento e em cada uma das carreiras para água bruta, filtro lento e pré-filtro durante a Fase 1.

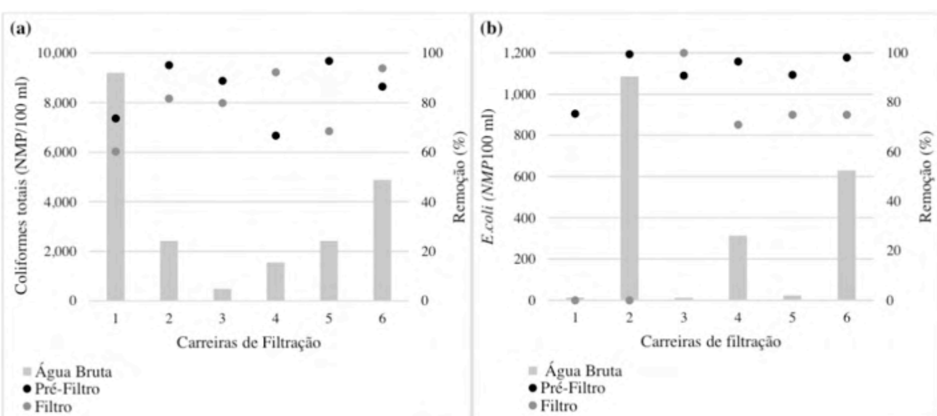


Figura 29 – Resultados das análises de coliformes totais e E. coli – Fase 1 (11 m³/m².d).

Legenda: (a) Coliformes totais; (b) *E.coli* ; Os valores de remoção do pré-filtro estão relacionados à água bruta, enquanto os valores de remoção do filtro lento estão relacionados à água pré-filtrada..
Fonte: Autor (2020).

Em média as análises de coliformes totais (Figura 29 [a]) realizadas apresentaram para água bruta 3494,1 NMP/100 ml, para água pré-filtrada 640,7 NMP/100 ml e para água filtrada 182,8 NMP/100 ml. Embora não fosse esperada a remoção de coliformes por parte do pré-filtro, o mesmo representou em média mais de 80% da remoção de coliformes totais no sistema. O valor médio de remoção obtido para água filtrada em relação à água pré-filtrada foi de 71,5%, estando abaixo das expectativas de remoção para o filtro, sendo esperados valores mais próximos a 90%. No entanto os resultados de remoção total do sistema, representados pela relação entre água bruta e água filtrada (final) estiveram em média acima de 90% durante o experimento. Em 100% das amostras, a água após a filtração completa apresentou resultados de remoção abaixo do recomendado pelos padrões de potabilidade previstos pela Portaria nº 888 de 2021.

Os resultados de presença da bactéria *E.coli* na água bruta (Figura 29 [b]) foram de 345,8 NMP/100 ml, 5,6 NMP/100 ml para o pré-filtro e 2,4 NMP/100 ml para o filtro lento, correspondendo respectivamente para o filtro lento e pré-filtro as remoções médias de 92% e 53%. Considerando a remoção total do sistema, comparados os valores médios de água bruta e filtrada (final), o percentual médio total foi de 99,3%. Em 84% das amostras coletadas foi constatada a presença de *E.coli* (Figura 29[b]), com exceção da amostra correspondente ao dia 20, onde houve remoção total ainda no pré-filtro.

A presença de coliformes nas amostras pode ter influência do transpasse de turbidez pelo sistema (SOUZA, 2020). Ainda, considerando o tempo de carreira dos pilotos, pode-se relacionar a baixa remoção tanto de coliformes totais quanto de *E.coli* à baixa maturação do *schmutzdecke*, considerando que um filtro lento maduro teria capacidade de remoção acima de 99% (BELLAMY; HENDRICKS; LOGSDON, 1985; SOUZA, 2020).

Análise do período de recuperação dos pilotos pós-limpeza

De acordo com FUNASA et al. (2019) nas primeiras horas de funcionamento após o procedimento de limpeza ocorre a produção de água com qualidade insatisfatória, sendo recomendado o descarte até o momento de recuperação dos aspectos normais do tratamento. Visscher (1990) indica tempo de 24 h para recuperação de qualidade da água após procedimento de limpeza que prevê a necessidade de realocação de areia limpa no sistema.

De modo a avaliar a recuperação da eficiência pós-limpeza referente à segunda carreira para o pré-filtro e filtro lento, o comportamento da turbidez foi monitorado com intervalo de 30 minutos, até sua estabilização e após 20h de funcionamento. A Figura 30 demonstra o resultado do monitoramento para ambos os pilotos de filtração.

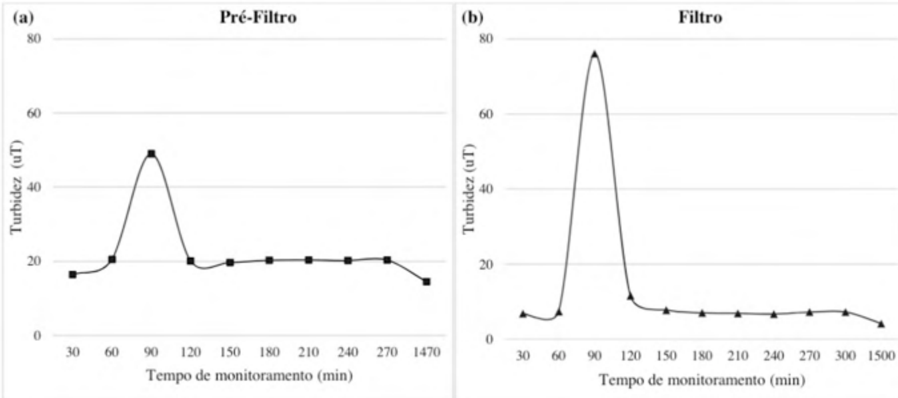


Figura 30 - Resultados de monitoramento da recuperação dos pilotos pós-limpeza – Fase 1 (11 m³/m².d).

Fonte: Autor (2020).

Os pilotos apresentaram um comportamento semelhante (correlação linear positiva moderada 0,978; α=0,05) após a execução da limpeza do meio filtrante, com pico de turbidez previsto após os primeiros 30 min. Em ambos os casos, os picos de turbidez perduraram por apenas 60 minutos, e estabilizaram após 150 minutos de monitoramento.

Quanto ao comportamento recuperativo do parâmetro turbidez após a limpeza, observa-se que o Pré-filtro apresenta menor queda do parâmetro em comparação ao filtro, permanecendo em torno de 20 uT mesmo após 270 min. Já o filtro lento apresenta queda brusca do parâmetro após o pico, estando abaixo de 10 uT logo aos 150 min de monitoramento. Também pode ser observado que o pico apresentado pelo filtro lento se dá de forma mais acentuada quando comparado ao pré-filtro. Tais comportamentos podem estar associados aos distintos diâmetros efetivos utilizados nos pilotos, tendo em vista que o d_{10} (0,26 mm) utilizado no filtro lento é menor que o d_{10} (0,46 mm) utilizado no Pré-filtro.

Menores diâmetros efetivos proporcionam maiores velocidades intragranulares, principalmente durante a retomada da alimentação devido ao menor espaço poroso do meio. Esse aumento de velocidade faz com que as forças de desprendimento e arraste sejam maiores que as forças de adesão. Isso ocasiona o carreamento de partículas junto à água filtrada, originando os picos de turbidez observados na Figura 30, e culminando em uma recuperação mais eficiente (DALSASSO, 2005; HUISMAN; WOOD, 1974). O mesmo ocorre para o Pré-filtro, no entanto, o maior diâmetro efetivo utilizado permite menor velocidade intragranular e consequentemente menor desprendimento e arraste de partículas, resultando em picos menores e em uma recuperação mais lenta. Tais comportamentos são comumente observados após a limpeza de filtros lentos como por exemplo, Pizzolatti (2014) avaliou a influência de diferentes técnicas de limpeza de filtros lentos sobre a água produzida, onde se fizeram necessárias 8 horas para recuperação da

qualidade da água pós-limpeza de filtro lento convencional.

Ainda, Souza (2013) estudou a comparação entre três diferentes granulometrias de filtros lentos de limpeza via retrolavagem e raspagem. Após monitoramento por 8 h da qualidade de água, produção efetiva e do tempo de recuperação de qualidade, o autor estimou 1 dia como tempo de recuperação para filtros lentos convencionais. O mesmo autor ainda aponta que a ocorrência de picos de turbidez em filtros lentos convencionais se dão pela necessidade de renovação da água remanescente no leito filtrante pós-limpeza.

Duração de Carreiras

As carreiras de filtração tiveram como fator limitante a carga hidráulica acima do leito filtrante, sendo que, quando atingia a altura de 70 cm, a carreira era interrompida e a camada superficial (5 cm) o meio filtrante retirada e limpa. Após o período de maturação, o sistema operou por 69 dias, decorrendo 6 carreiras de filtração no pré-filtro com tempo de duração entre 5 e 21 dias, e 4 carreiras de filtração no filtro lento com tempo de duração entre 7 e 27 dias. A Tabela 13 demonstra o número de carreiras e o tempo de duração em dias.

	Pré-Filtro	**Filtro**
Carreira	Tempo (d)	Tempo (d)
1	5	7
2	7	9
3	21	27
4	11	26
5	13	-
6	12	-

Tabela 13 – Informações gerais sobre as carreiras de filtração – Fase 1 (11 m³/m².d).

Fonte: Autor (2020).

FASE 2: OPERAÇÃO EM SIMULTÂNEO DO SISTEMA COM TAXAS DE 11 M³/ M².D E TAXA DE 5,5 M³/M².D

Após o término da Fase 1 (11 m³/m².d), deu-se início a etapa de operação em simultâneo onde foram monitorados um conjunto de pré-filtro e filtro lento com taxa de filtração de 11 m³/m²d e um conjunto de pré-filtro e filtro lento com taxa de filtração de 5,5 m³/m².d. O sistema PF1 (11 m³/m².d) operou por 41 dias decorrendo 4 carreiras completas e 1 incompleta, com duração entre 6 e 18 dias. De modo a equiparar o tempo de monitoramento do PF2 (5,5 m³/m².d) de 41 dias, o monitoramento do PF1 (11m³/m².d) foi retomado por mais 7 dias, sendo esses dados reportados no estudo como carreira 5. O PF2 (5,5 m³/m².d) operou por 3 carreiras completas com tempo de duração entre 7 e 21 dias. Tanto para o filtro lento de taxa 11 m³/m².d quanto para o de 5,5 m³/m².d houve apenas uma

carreira de filtração com duração de 41 dias.

Avaliação dos parâmetros Turbidez, Cor Aparente e Cor Verdadeira

Os dados demonstrados na Figura 31 apresentam valores de turbidez da água bruta e pré-filtrada, além da remoção de turbidez do PF1 (11m³/m².d) e PF2(5,5 m³/m².d). Ainda, apresenta a comparação entre os valores de turbidez produzidos e a remoção exercida pelo F1(11m³/m².d) e F2(5,5m³/m².d).

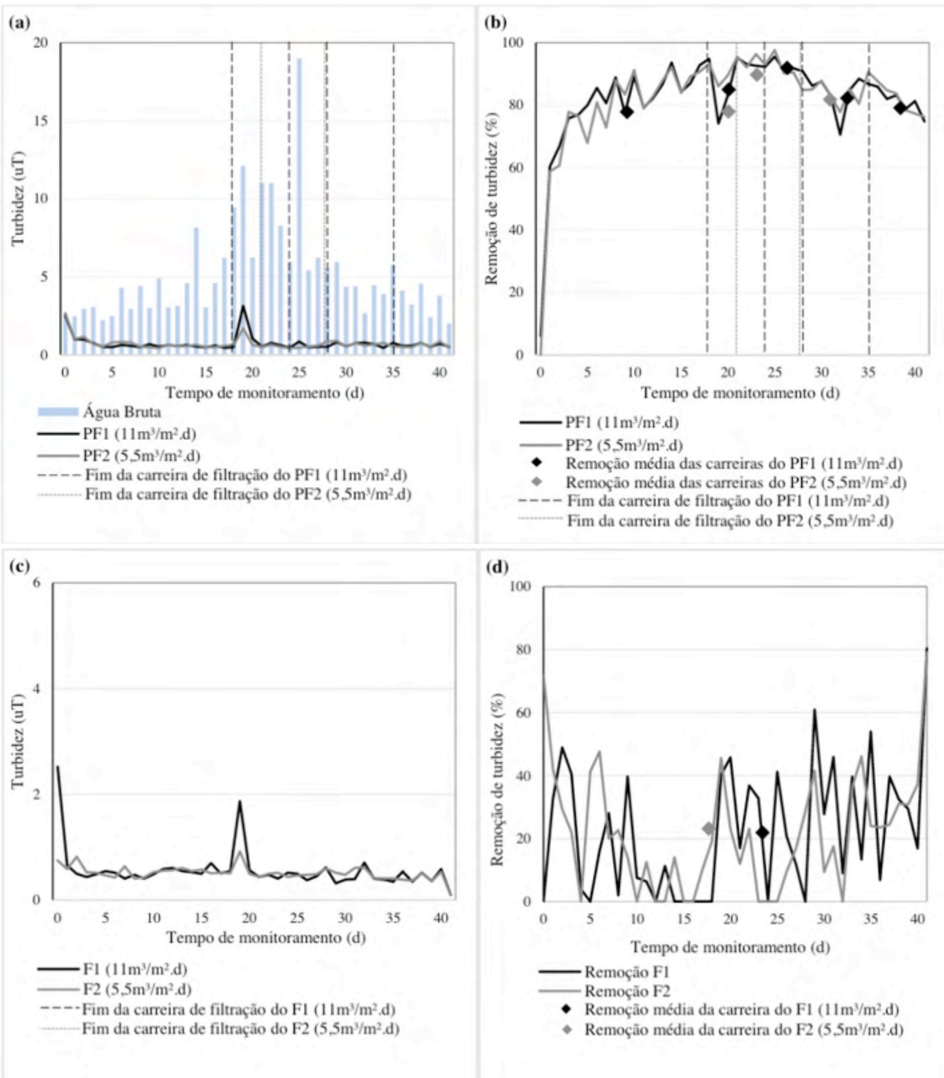


Figura 31 - Monitoramento do parâmetro de turbidez – Fase 2.

Legenda: (a) parâmetro turbidez dos pilotos PF1 e PF2; (b) remoção de turbidez dos pilotos PF1 e PF2; (c) parâmetro turbidez dos pilotos F1 e F2; (d) remoção de turbidez dos pilotos F1e F2, em relação a água pré-filtrada. Fonte: Autor (2020).

Diferentemente da Fase 1, a água bruta da Fase 2 não apresentou grandes oscilações de turbidez, detendo apenas 12,2% das amostras acima de 10 uT, variando entre no mínimo 2,0 uT e no máximo 19,0 uT. Os picos de turbidez foram registrados em dias de ventos intensos, tendo como média global 5,3 uT. Os baixos valores de água bruta podem estar associados ao período de seca ocorrido durante a execução da segunda metade do monitoramento do estudo. Por se tratar de um represamento, há maior sedimentação de sólidos no manancial, o que faz com que a turbidez seja reduzida, permanecendo na superfície basicamente partículas coloidais (HASNAIN; KHAN, 2014).

Já a Figura 31 (a), no que diz respeito aos valores produzidos pelo PF1 (11 m³/m².d) é possível notar considerável estabilidade nos dados, tendo apenas um pico de turbidez anotado no dia 19 do monitoramento, e que se mostra condizente ao comportamento da água bruta. Ainda, a água do PF1 (11 m³/m². d) apresentou valores de turbidez entre 0,4 uT e 3,1 uT, e teve como média de produção 0,7 uT. É válido destacar que em 100% das amostras analisadas, a água produzida PF1 (11m³/m².d) esteve abaixo de 10 uT.

Em relação à remoção exprimida pelo PF1 (11 m³/m². d) demonstrada na Figura 31 (b) o piloto apresentou valor máximo 96,7%, bem como remoção nula (apenas no dia 1) e teve como média geral de remoção 84,7%. Ademais, o piloto manteve em 30 das 41 amostras analisadas a remoção acima dos 80%. Com exceção do dia 0, onde o sistema ainda passava por adaptação pós limpeza, o restante das amostras se manteve acima de 60% de remoção durante todo período de monitoramento.

Quanto aos resultados expressos pelo PF2 (5,5 m³/m².d), demonstrados na Figura 31 (a), percebe-se pouca oscilação no parâmetro de turbidez, demonstrando valor acima da média em apenas uma análise (dia 19). Os valores de turbidez da água pré-filtrada pelo PF2 (5,5 m³/m².d) variaram entre 0,4 uT e 2,6 uT, produzindo em média 0,7 uT durante os dias de monitoramento. Assim como no PF1(11 m³/m².d), os resultados do PF2 (5,5 m³/m².d) estiveram abaixo de 10 uT, o que é recomendado pela (FUNASA, 2019) em 100% das análises. No que concerne a remoção do PF2 (5,5 m³/m².d) (Figura 31 [b]), são observados valores de remoções com valor geral médio de 84,5%, máximo de 97,6%, e valor mínimo de 6,5%. O piloto ainda apresentou remoção acima de 80% em 78% das amostras realizadas e, assim como no PF1 (11m³/m². d) manteve, exceto no dia 0, remoções acima de 60%.

Quando comparados os resultados pelo PF1 (11 m³/m².d) e do PF2 (5,5 m³/m².d), é possível destacar a grande semelhança visual no gráfico da Figura 31 (a), referente aos resultados de turbidez da água pré-filtrada. Ambos os pilotos se mantêm dentro da mesma faixa de turbidez após o pré-tratamento indicando a não diferença de resultados obtidos entre eles (valores não significativos estatisticamente pelo Teste t; α=0,05), e refletem igualmente a influência das oscilações da turbidez da água bruta.

Mesmo nos valores médios de remoção (Tabela 14) de cada carreira nota-se grande similaridade, sendo que em todas as carreiras os pilotos apresentaram remoções acima de

78%. A Tabela 14 demonstra os valores de remoções médias exercidas pelos pilotos em cada carreira de filtração, onde é possível observar os valores médios máximos e mínimos de remoção das mesmas durante o experimento.

PF1 (11 m³/m².d)		PF2 (5,5 m³/m².d)	
Carreira	**Remoção (%)**	**Carreira**	**Remoção (%)**
1	78,3[a]±19,6[b]	**1**	78,5±20,2
2	88,4±8,8	**2**	92,1±4,2
3	92,3±2,7	**3**	82,9±4,6
4	83,9± 6,1	-	-
5	80,9± 3,8	-	-
Média Geral	84,7±5,6		84,5±6,9

Tabela 14 – Remoção média do parâmetro turbidez no decorrer das carreiras do PF1 (11m³/m².d) e PF2 (12m³/m².d) – Fase 2

Legenda: (a) média das amostras; (b) desvio padrão. Fonte: Autor (2020).

Os valores de turbidez produzidos pelos pilotos de filtração F1 (11m³/m².d) e o F2 (5,5 m³/m².d) são demonstrados na Figura 31 (c). Já os valores comparativos de remoção entre os mesmos estão demonstrados na Figura 31 (c) e (d). Os resultados de turbidez produzida e remoção de turbidez expressos pelos filtros levam em consideração a água provinda do sistema de pré-filtração.

A água produzida pelo piloto F1 (11m³/m².d) apresentou baixa oscilação de turbidez durante a carreira (Figura 31 [c]), estando entre 2,5 uT e 0,1 uT e possuindo turbidez média de 0,5 uT. Durante os 41 dias de análise o F1 (11m³/m². d) apresentou valores abaixo de 1 uT em 95,1% das amostras, o que se enquadra dentro do recomendado pela legislação brasileira (Portaria nº 888 de 2021) para filtração lenta.

No que se refere ao percentual de remoção (Figura 31 [d]), o piloto F1 (11 m³/m².d) apresentou pouca constância durante os dias de sua única carreira de filtração, com oscilações entre remoção nula e 79% (remoção máxima obtida). A média geral de remoção percentual do F1 (11m³/m².d) foi de 22,4%, considerando que em 92% das amostra a remoção esteve abaixo de 50%. No entanto, é importante destacar que os valores médios de turbidez produzidos pelo PF1 (11m³/m².d) estiveram em grande maioria abaixo de 1 uT, o que remete ao fator de uma turbidez basicamente constituída por sólidos dissolvidos. O sistema completo (PF1 e F1 (11m³/m².d)) manifestou 90% de remoção média total de turbidez.

Os resultados de turbidez produzidos pelo piloto F2 (5,5 m³/m².d) exibidos na Figura 31 (c), mostram a pouca variação para o parâmetro na água filtrada, apresentando valor máximo de 0,9 uT e mínimo de 0,1 uT. Em média o F2 (5,5 m³/m².d) apresentou em sua

água filtrada 0,5 uT ao longo da carreira. A remoção percentual conferida pelo F2 (5,5 m³/m².d) mostrada na Figura 31 (d) variou entre nula e 79% (remoção máxima obtida), tendo como média 22,0% dado que em apenas 4,9% das amostras a remoção se mostrou acima de 50%. O sistema completo (PF2 e F2 (5,5m³/m².d) promoveu a remoção de em média 90,2% para o parâmetro turbidez.

Valores inconstantes de remoção também são observados durante a carreira do F2 (5,5 m³/m².d) podendo, como no F1 (11m³/m².d), ser associados a maior presença de sólidos dissolvidos na água bruta. Observando o sistema de taxa 5,5 m³/m².d como um todo, considerando a remoção final em relação a água bruta, o sistema removeu em média 90 % da turbidez. O F2 (5,5m³/m².d) apresentou em 100 % das amostras, valores abaixo de 1u

Assim como nos pré-filtros, quando comparados F1(11 m³/m².d) e F2 (5,5 m³/m².d) (Figura 31 [c] e [d]), fica evidente a proximidade (valores não significativos estatisticamente pelo Teste t; α=0,05) entre os resultados representados graficamente, uma vez que ambos mantém-se na maior parte do tempo dentro da faixa de turbidez <1uT. Como demonstrado na Figura 31 (a), a água bruta apresenta diversos picos de turbidez, e estes por sua vez podem variar em sua composição.

A grande alternância apontada pela Figura 31 (d), pode estar associada à composição da água pré-filtrada, uma vez que é notado que quanto maior a remoção exercida pelos pré-filtros, em ambas as taxas, menor ou mais variável se dá a remoção nos filtros lentos. Assim os baixos percentuais de remoção de turbidez demonstrados por ambos os filtros lentos, podem estar relacionados à capacidade limitada de remoção de sólidos dissolvidos pelo meio filtrante (BERNARDO; BRANDÃO; HELLER, 1999).

Ainda, um aumento na remoção de turbidez durante a Fase 2 na primeira etapa de filtração (PF), em detrimento da segunda etapa (F), pode estar associada a menor carga de turbidez na água bruta observada na segunda fase do experimento. Menores concentrações de turbidez na água a ser tratada é uma condição favorável para a aplicação de filtração lenta. Uma etapa adicional, como a pré-filtração, seria necessária apenas em cenários onde houvesse mais de 10 uT na água bruta (GALVIS; VISSCHER; LLOYD, 1992; MUSHILA; OCHIENG; OTIENO; SHITOTE *et al.*, 2016; PIZZOLATTI, 2014).

Dessa forma, considera-se que a pré-filtração seguida de filtração lenta apresenta maior eficiência na remoção do parâmetro devido a menor carga de sólidos adentrando as etapas, promovendo desempenhos semelhantes entre as taxas de filtração aplicadas.

O emprego da pré-filtração como forma de amenização de picos ou como alternativa de equalização de grandes variações de turbidez da água bruta são relatados por alguns estudos. Valores altos de remoção de turbidez foram obtidos com a utilização de alta taxa de filtração (12 m³/m².d) por Khan e Farooqi (2011), utilizando apenas pré-filtros de colunas,

atingindo uma remoção média de turbidez acima de 80%. No entanto, foram utilizadas 4 colunas em série de fluxo ascendente, onde 3 foram preenchidas com pedregulho, sendo a última preenchida com areia de diâmetro efetivo entre 0,35 mm e 1 mm.

Em um estudo de filtração em múltiplas etapas utilizando pré-filtros dinâmicos de 3 camadas de pedregulho com diâmetro efetivo de 15,9 a 25,4 mm, 12,7 a 19,0 mm, e 6,4 a 12,7 mm, obteve-se valores de 63% como valor médio máximo de remoção de turbidez. Neste estudo além da utilização de um meio filtrante diferente, as taxas de filtração foram alternadas entre 60 e 48 m/d (VERAS; DI BERNARDO, 2008).

Também utilizando pré-filtro dinâmico de pedregulho em colunas de filtração com redução do diâmetro do material filtrante em camadas (8,0 a 15 mm, 5,0 a 8,0 mm e 3,0 a 5,0 mm), utilizando como taxa 3,21 m^3/m^2.d, Medeiros et al. (2020) reportaram valores médios de remoção de turbidez 50, 7%.

Nos trabalhos citados, os autores utilizaram a redução gradativa do diâmetro efetivo de pedregulho seja através da estratificação em camadas de uma única coluna, quanto da utilização de diferentes granulometrias em múltiplas colunas. Tal redução no tamanho efetivo dos meios filtrantes se relaciona com os percentuais de remoção de turbidez alcançados nos mesmos, beneficiando aspectos operacionais dos sistemas de filtração conseguintes.

A maior eficiência de pré-filtração é apontada no estudo que utiliza uma última etapa constituída por areia (KHAN; FAROOQI, 2011). Assim, as maiores remoções observadas no presente experimento (cerca de 84%), podem então ser atribuídas à constituição do meio filtrante por areia, havendo menor porosidade quando comparada com pedregulho.

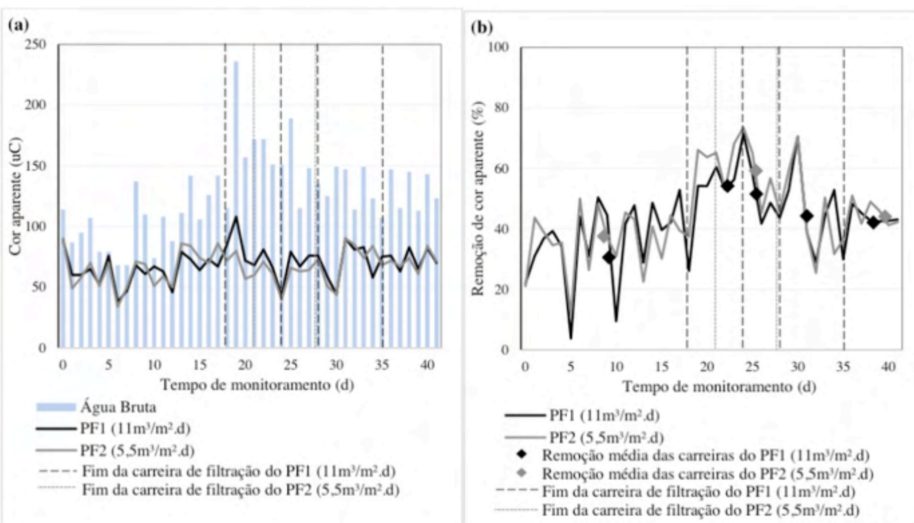
No meio filtrante composto por areia, a ação de mecanismos de sedimentação, interceptação e aderência no leito são intensificados, facilitando a retenção de sólidos (ALEM; ELKAWAFI; AHFIR; WANG, 2013; BAVEYE; VANDEVIVERE; HOYLE; DELEO *et al.*, 1998; PIZZOLATTI, 2014; SOARES; PIZZOLATTI; SENS, 2019). O menor espaço existente entre os grãos intensifica a ação de retenção no meio filtrante (SOARES; PIZZOLATTI, 2019).

Até o momento não há na literatura estudos que reportem a utilização de dupla camada utilizando carvão antracitoso e areia para filtração lenta. No entanto o emprego de tal configuração já é consolidada em estações de tratamento, em sistemas que utilizam filtração direta. O conceito do uso se baseia na diferença de densidade entre os materiais, o que propicia a não homogeneização entre os grãos mesmo após a limpeza executada por retrolavagem. Ainda, através da diferença granulométrica, é propiciada a colmatação em profundidade, fazendo com que todo o leito filtrante seja utilizado e aproveitado durante a operação (RICHTER; NETTO, 1991).

A filtração direta utiliza a etapa prévia de coagulação para a obtenção de eficiência

no tratamento de água, além de maior granulometria. Os resultados obtidos neste estudo, apontaram significativa remoção de parâmetros físicos relacionados a filtração lenta em dupla camada devido ao menor diâmetro efetivo adotado (d_{10} = 0,26 e 0,27 mm), se relacionando com a intensificação de processos de sedimentação, interceptação e adesão no meio filtrante (ALEM; ELKAWAFI; AHFIR; WANG, 2013; BAVEYE; VANDEVIVERE; HOYLE; DELEO *et al.*, 1998; PIZZOLATTI, 2014; SOARES; PIZZOLATTI; SENS, 2019).

Em complementação aos aspectos físicos da qualidade da água, a Figura 32 apresenta os resultados obtidos durante a segunda fase da pesquisa para o parâmetro de cor aparente. Na mesma são representados graficamente os valores da água bruta, cor aparente a remoção percentual do parâmetro durante as carreiras de filtração dos pilotos PF1(11 m³/m².d), F1(11 m³/m².d), PF2 (5,5 m³/m².d) e F2 (5,5 m³/m².d).



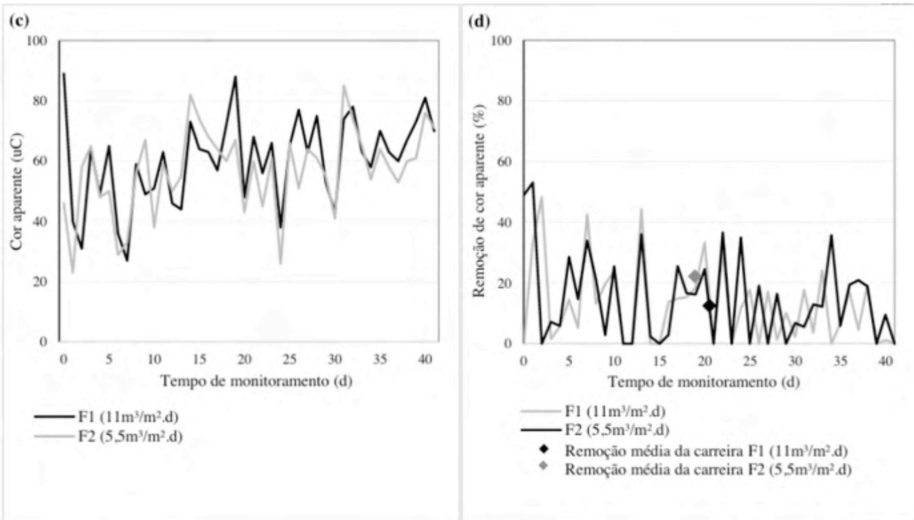


Figura 32 – Monitoramento do parâmetro cor aparente – Fase 2.

Legenda: (a) parâmetro cor aparente dos pilotos PF1 e PF2; (b) remoção de cor aparente dos pilotos PF1 e PF2; (c) parâmetro cor aparente dos pilotos F1 e F2; (d) remoção de cor aparente dos pilotos F1e F2 ; Fonte: Autor (2020).

A cor aparente da água bruta durante o monitoramento da fase 2 (Figura 32 [a]), se mostrou menos oscilante e com menores picos quando comparada a primeira fase. Credita-se o fato a não ocorrência de precipitação durante o período de estudos. A água bruta variou entre 68 uC e 236 uC, e teve como média geral 126,2 uC.

A cor aparente da água produzida pelo PF1 (11m³/m². d), quando comparada à água bruta apresentou redução significativa e assídua durante as carreiras, com variação moderada o que condiz com o comportamento da água bruta para o parâmetro. O PF1 (11m³/m². d) apresentou valores entre 38,0 uC e 108,0 uC ao longo dos dias de monitoramento, obtendo 68,9 uC como valor médio geral para o parâmetro. Ainda em comparação com a água bruta é possível afirmar que em média o PF1 (11 m³/m².d) promoveu a redução de 67 uC. A remoção de cor aparente obtida pelo PF1 (11m³/m². d) (Figura 32 [b]) ocorreu de forma branda, porém constante, obtendo 77,6% como valor máximo removido e 3,8% como percentual mínimo. Como média geral de remoção o PF1 (11m³/m². d) demonstrou percentual de 46,6%.

No PF2 (5,5m³/m².d), também tendo por comparação a cor aparente da água bruta, assim como no piloto PF1(11m³/m².d), a variação do parâmetro de cor aparente da água pré-filtrada produzida se dá de forma equilibrada, variando de acordo com a água de entrada (bruta). Assim o PF2 (5,5m³/m².d) apresentou valores entre 40,0 uC e 90,0 uC, e como média de cor aparente produzida 66,7 uC, representando uma redução média em relação à água bruta de 48,6 uC. A remoção proporcionada pelo PF2 (5,5m³/m².d) alcançou

resultados de no máximo 73,5% e mínimo 11,4%. Em média o PF2 (5,5m³/m².d) removeu 47,6 % ao longo dos dias de monitoramento.

Na Tabela 15 onde são apresentados os valores médios de remoção para cada carreira dos pilotos PF1 (11m³/m². d) e PF2 (5,5 m³/m². d), é possível observar que na grande maioria das análises a remoção promovida por ambos os pilotos esteve acima dos 30%. Assim como para o parâmetro de turbidez, é percebida considerável proximidade entre as linhas correspondentes à água produzida pelos pré-filtros e as linhas correlacionadas a remoção dos mesmos. Ademais, nota-se semelhança de performance (valores não significativos estatisticamente pelo Teste t; α=0,05) entre todos os resultados médios expressos durante as carreiras de filtração do sistema.

PF1 (11 m³/m².d)		**PF2 (5,5 m³/m².d)**	
Carreira	**Remoção (%)**	**Carreira**	**Remoção (%)**
1	35,4[(a)]±13,2[(b)]	**1**	39,8±13,8
2	55,6±5,13	**2**	58,2 ±11,0
3	52,0±14,6	**3**	44,9 ±11,6%
4	45,4±45,4	**-**	-
5	44,0±44,0	**-**	-
Média geral	46,6±7,9		47,6±9,5

Tabela 15 – Remoção média do parâmetro cor aparente no decorrer das carreiras do PF1 (11 m³/m².d) e PF2 (5,5 m³/m².d) – Fase 2.

Legenda: (a) média das amostras, (b) desvio padrão. Fonte: Autor (2020).

Sistemas de pré-filtração utilizando granulometrias de maior diâmetro e menor taxa de filtração, podem manifestar resultados de baixa remoção. Alguns trabalhos que utilizaram materiais filtrante de características semelhantes demonstram maiores valores de remoção, semelhantes a este estudo. Como por exemplo De Souza et al. (2016), que empregou um sistema de filtração lenta descendente com taxa de filtração de 4 m³/m².d, em colunas de meio filtrante de 40 cm de altura e diâmetro efetivo de 0,53 mm (acima do usual). No experimento o autor obteve de remoção média de cor aparente de 76,2%.

Em outro estudo Pizzolatti et al. (2010) utilizando filtros lentos descendentes em escala comunitária, também com granulométrica acima do recomendado (d_{10}= 0,53 mm), profundidade de leito filtrada de 40 cm também operando com taxa de filtração de 4 m³/m².d, obteve valores de remoção de cor aparente de 76%.

Mushila et al. (2016) desenvolveram filtros lentos descendentes de areia precedidos de etapas de pré-tratamento, dos quais demonstraram remoção de até 93,8% do parâmetro cor aparente em relação a água bruta. No entanto neste estudo o autor realizou o pré-tratamento em duas fases constituídas por pré-filtro dinâmico de pedregulho descendente

e pré-filtro rugoso de fluxo horizontal.

Com relação aos filtros F1 (11 m³/m².d) e F2 (5,5 m³/m².d), os resultados do monitoramento do parâmetro cor aparente durante a segunda fase do experimento, também são apresentados na Figura 32 (c) e (d). Os resultados produzidos pelos filtros lentos para cor aparente mantiveram-se abaixo da água pré-filtrada durante toda carreira de filtração. O F1 (11 m³/m².d) (Figura 32 [c]) obteve valores de cor aparente com variação entre 89 uC e 27 uC, produzindo em média 60,4 uC. Na Figura 32 (d), observando os dados de remoção percentual de cor aparente obtidos pelo F1 (11m³/m².d), nota-se acentuada oscilação, demonstrando em alguns pontos remoção nula. No decorrer da carreira do F1 (11m³/m².d) este parâmetro alternou entre nenhuma remoção e 53% de remoção máxima, tendo como média geral de remoção 12,6%, sendo que no total das análises realizadas, o piloto apresentou em 100% das amostras, valores abaixo de 50 % de remoção.

O F2 (5,5m³/m².d) teve, assim como no F1 (11 m³/m².d), variação em conformidade com a água de entrada. O mesmo apresentou valores entre 23,0 uC e 86,0 uC, e como média de cor aparente produzida 56,8uC (Figura 32 [c]). Quanto à remoção obtida pelo F2 (5,5m³/m².d) (Figura 32 [d]), os valores vaiaram entre nenhuma remoção e 53,0% de remoção máxima. Ao longo do monitoramento o F2 (5,5m³/m².d) promoveu em média a remoção de 14,8%, ultrapassando os 50% de remoção em apenas uma das 41 amostras realizadas.

Mesmo com utilização de diâmetro efetivo (carvão d_{10}=0,27 mm, areia d_{10}=0,26 mm) recomendado pela FUNASA (2019) nos filtros, sendo maior a porosidade efetiva em relação aos pré-filtros, os filtros lentos não apresentaram valores significativos de remoção de cor aparente. Também não foram evidenciadas diferenças de resultados relacionados às distintas taxas de filtração empregadas F1 (11 m³/m².d) e F2 (5,5m³/m².d)).

A possível existência de materiais em deposição remanescentes da Fase 1, diminuiria o espaço poroso no leito, e isso aumentaria sua capacidade de retenção (ALEM; ELKAWAFI; AHFIR; WANG, 2013). Entretanto, é possível que o tamanho dos materiais dissolvidos presentes na água pré-filtrada seja menor que o tamanho dos poros, ocasionando seu transpasse. Isso somado ao alto coeficiente de uniformidade utilizado (CU>5), e ao baixo potencial de remoção de cor de filtros lentos, pode ter ocasionado à baixa remoção de sólidos dissolvidos (DI BERNARDO, L;; BRANDÃO, C. C. S.; ; HELLER, L., 1999; WIECHETECK, 1996).

Assim como observado nos pré-filtros (Figura 32 [a] e [b]), os resultados comparativos entre o F1 (11 m³/m².d) e o F2 (5,5m³/m².d) demonstraram-se muito próximos (valores não significativos estatisticamente pelo Teste t; α=0,05). No quesito de qualidade da água produzida apresentaram valores de remoção média de 20%. Em nenhuma das amostras, para ambos os filtros, foram obtidos valores de cor aparente menores ou iguais a 15 uC, estando em 100% das análises acima do limite permitido pela legislação brasileira (Portaria

nº 888 de 2021).

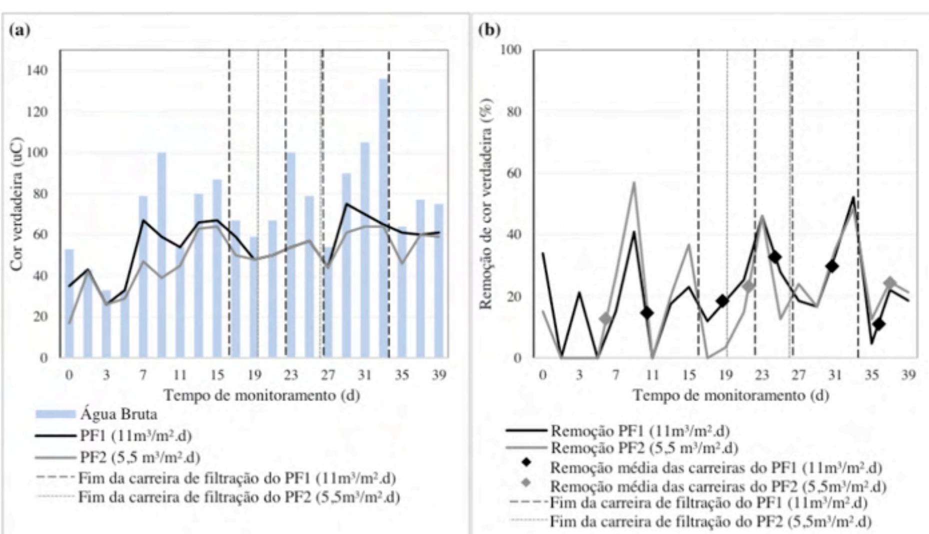
Em conjunto o PF1 (11 m³/m².d) e o F1 (11m³/m².d) proveram remoção percentual média de 52,2% de cor aparente na água final. Já o PF2 (5,5m³/m².d) e o F2 (5,5m³/m².d) exprimiram remoção média de 55,0%.

Alguns estudos obtiveram melhores resultados de remoção de cor aparente, porém associando maior extensão de filtração, menor granulometria de meio filtrante e menor taxa de filtração, tendo em vista a dificuldade de remoção desta característica física, como por exemplo:

Souza (2015) que em sistemas de colunas de filtração lenta precedido de pré-filtros descendentes, reporta a remoção percentual de cor aparente para os filtros lentos de até 77%. Neste estudo o autor utilizou colunas de filtração ascendente de 40 cm de altura com diâmetro efetivo (d10) = 0,30 mm, e taxa de filtração de 4 m³/m².d.

Também Mushila et al. (2016) obtiveram valores percentuais acima do esperado de remoção de cor para filtros lentos, de até 93,3%. Os autores utilizaram colunas de filtração lenta descendente de areia, com altura de 1,2 m e diâmetro efetivo (d10) entre 0,15 mm e 0,3 mm, sendo que as colunas foram precedidas de dupla-fase de pré-tratamento.

Com relação ao parâmetro cor verdadeira, os dados do monitoramento da segunda fase do experimento, para água bruta, PF1 (11m³/m².d), PF2(5,5 m³/m².d), F1 (11m³/m².d) e F2(5,5 m³/m².d) estão demonstrados na Figura 33 .



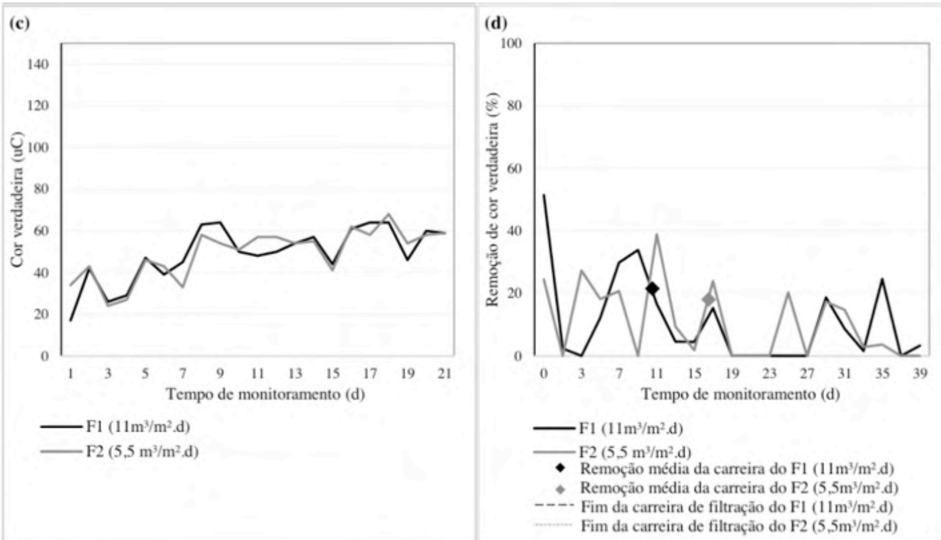


Figura 33 – Resultados de monitoramento do parâmetro cor verdadeira – Fase 2.

Legenda: (a) parâmetro cor verdadeira dos pilotos PF1 e PF2; (b) remoção de cor verdadeira dos pilotos PF1 e PF2; (c) parâmetro cor verdadeira dos pilotos F1 e F2; (d) remoção de cor verdadeira dos pilotos F1e F2 ; Fonte: Autor (2020).

Na água bruta (Figura 33 [a]) a cor verdadeira manteve-se entre 33 uC e 136 uC tendo como média global 73,1 uC. A água produzida pelo PF1(11m³/m².d) (Figura 33 [a]) teve como média de cor verdadeira 54,9 uC, variando durante as carreiras entre 26 uC e 75 uC. O valor de remoção média durante todo o monitoramento do PF1(11m³/m².d) (Figura 33 [b]) foi de 23,5% variando entre valores nulos de remoção e valores máximo de 52,0% . Os percentuais médios de remoção para cada carreira possuem seus valores unitários apresentados na Tabela 16.

O PF2 (5,5 m³/m².d) (Figura 33 [a]) produziu água de em média 55,2 uC, com valores máximos e mínimos que variaram entre 33 uC e 75 uC (Figura 33 [b]), respectivamente. O valor médio de remoção de cor verdadeira para o PF2 (5,5 m³/m².d) (Figura 33 [b]) durante o monitoramento foi de 21,7% com remoção variando entre nula e 57,0%, assim como no PF1(11m³/m².d). Não eram esperados bons resultados de remoção para o parâmetro de cor verdadeira, uma vez que, por se tratar de partículas dissolvidas na água, processos químicos de tratamento tendem a ser os mais indicados para remoção do parâmetro (DI BERNARDO, L;; BRANDÃO, C. C. S.; ; HELLER, L., 1999).

Comparando os dados produzidos por ambos os pilotos, é percebida grande proximidade () entre os valores de cor verdadeira dos pilotos de ambas as taxas de filtração, o que é confirmado pela correlação linear positiva moderada de 0,833; α=0,05, se assemelhando ao comportamento demonstrado para cor aparente. Quanto à remoção são notadas poucas diferenças entre os valores expressos pelos pilotos tendo valores

médios totais de remoção abaixo de 20%. Contudo, o Teste t aponta diferença estatística significativa ($p<0,05$). A médias de remoção percentual de cada carreira dos pilotos PF1 (11m³/m².d) e PF2 (5,5m³/m².d), tem seus valores unitários apresentados na Tabela 16.

PF1 (11 m³/m².d)		**PF2 (5,5 m³/m².d)**	
Carreira	**Remoção (%)**	**Carreira**	**Remoção (%)**
1	16,9[(a)]±14,1[(b)]	**1**	14,4±19,1
2	18,6±6,7	**2**	24,5±18,6
3	36,9±12,8	**3**	26,1±12,1
4	30,18±16,4	**-**	-
5	15,1±9,2	**-**	-
Média geral	23,5±10,1		21,7±1,1

Tabela 16 – Remoção média de cor verdadeira no decorrer das carreiras do PF1(11m³/m².d) e PF2 (5,5m³/m².d) – Fase 2.

Legenda: (a) média das amostras; (b) desvio padrão. Fonte: Autor (2020).

A Figura 33 (c) e (d) apresenta os valores obtidos no período de monitoramento da água produzida pelos pilotos de filtração lenta, bem como a remoção exercida pelo sistema completo (Figura 33 [d]) para o parâmetro de cor verdadeira, no decorrer da segunda fase do experimento.

Quanto a água provinda do F1(11 m³/m².d) demonstrado na Figura 33 (c) é possível observar que o mesmo produziu água de 49,0 uC em média, com valores que variaram entre 17 uC e 64 uC. Os resultados de remoção do parâmetro em relação a água filtrada do F1 (11 m³/m².d) (Figura 33 [d]), tiveram como média global de remoção 23,5% com variação entre nenhuma remoção e 33,9% de remoção máxima, sendo que em 33,3% das amostras a remoção obtida foi nula. O valor médio de remoção para a carreira do filtro lento está representado graficamente pelo marcador da Figura 33 (d). Em 100% das amostras analisadas a água filtrada apresentou valores de cor verdadeira acima de 15 uC. Levando em conta o sistema completo (PF1 (11 m³/m².d) e F1 (11 m³/m².d)), é observada a remoção total de cor verdadeira desde o manancial até a água filtrada de 67,0%.

A cor aparente do F2 (5,5 m³/m². d) (Figura 33 [c]) apresentou como média geral 49,3 uC, com valores oscilando entre 27 uC e 59 uC. A remoção média exprimida pelo F2 (5,5 m³/m².d) foi de 19,8% , tendo 24,4% como valor máximo de remoção, e assim como no F1(11 m³/m².d) teve remoção nula em 33,35% das amostras analisadas. Em 100% das amostras, a água apresentou valores de cor verdadeira acima de 15 uC. Considerando o sistema completo (PF2 (5,5 m³/m².d) e F2 (5,5 m³/m².d)), é observada a redução total de cor verdadeira desde o manancial até o água filtrada de 23,8 uC, totalizando 67,4% de remoção média total do sistema.

Para cor verdadeira a semelhança entre os resultados se repete, assim como para turbidez e cor aparente do filtro. Não são observadas grandes diferenças entre as águas produzidas por ambos os filtros, tampouco em relação à remoção durante a carreira, sendo apresentadas médias muito similares, não ultrapassando 25% de remoção percentual.

Os sólidos dissolvidos que constituem o parâmetro cor verdadeira na água, podem também podem ser gerados pela degradação de compostos dissolvidos por parte da camada microbiológica da parte superficial do leito. O que ocasiona um menor tamanho aos sólidos, dificultando ainda mais sua remoção, podendo ocasionar até mesmo incremento de cor verdadeira na água (SOUZA, 2020).Os resultados apresentados pelos pilotos referentes a remoção do parâmetro cor verdadeira, assim como na primeira fase, não são esperados. Geralmente não são reportadas remoções consideráveis para filtração lenta, mesmo sendo associada sua maior porosidade efetiva em relação a pré-filtros. (CLEASBY, 1991; MURTHA, 1998).

Baixos valores de remoção de cor verdadeira também foram reportados por De Souza et al. (2021), que utilizou colunas filtrantes descendentes com mídia de 40 cm, d_{10}= 0,3 mm e com taxa de filtração considerada alta para filtros lentos (8m³/m².d). Foram obtidos valores máximos de remoção de cor verdadeira de 43%. No estudo a água bruta também apresentou baixa média de turbidez (4,73 uT).

Ainda, Marnoto (2008) utilizou colunas filtrantes em escala laboratorial de 40 cm de altura de mídia, taxa de 3 m³/m².d e diâmetro efetivo semelhante (d_{10}= 0,3 mm), para uma turbidez da água bruta de em média 3,65 uT. No experimento obteve-se 40 % como valor médios máximos de remoção de cor verdadeira.

Cleasby (1991) recomenda que, para o emprego da filtração lenta o manancial abastecedor deve ter limite de cor verdadeira entre 5uC e 10 uC, considerando que pra este tipo de sistema espera-se remoção média em torno de 25%. Para o alcance de uma eficiência considerável na remoção de cor verdadeira, indica-se a utilização de processos de coagulação química, não sendo a filtração lenta o procedimento adequado para a remoção de tal parâmetro (DI BERNARDO, L;; BRANDÃO, C. C. S.; ; HELLER, L., 1999; PIZZOLATTI, 2014).

Ademais, a Tabela 17 demonstra os valores médios obtidos através das análises de água bruta, água pré-filtrada e água filtrada, e também atribui aos valores o desvio padrão amostral para o total de amostras coletadas ao longo dos 41 dias de monitoramento do sistema.

	Água Bruta	PF1 (11 m³/m².d)	F1 (11m³/m².d)	PF2 (5,5 m³/m².d)	F2 (5,5m³/m².d)
Turbidez (uT)	5,3[(a)]±3,45[(b)]	0,73±0,5	0,56±0,39	0,71±0,38	0,52±0,13
Cor Aparente (uC)	126,2±34,6	68,9±14,6	60,4±14,6	66,7±13,9	56,8±14,06
Cor Verdadeira (uC)	73,1±25,1	54,9±12,9	49,0±13,2	55,2±11,9	49,3±11,9

Tabela 17 – Resumo dos valores médios dos parâmetros físicos – Fase 2.

Legenda: (a) média das amostras, (b) desvio padrão. Turbidez (n= 41); cor aparente (n= 41); cor verdadeira (n= 21). Fonte: Autor (2020).

Considerando os aspectos físicos de qualidade da água, aponta-se que existe remoção dos parâmetros tanto nas unidades de pré-filtração quanto filtração, independente da taxa de filtração aplicada. O maior tempo de residência promovida pela menor taxa de filtração do segundo sistema não se demonstrou capaz de fazer com que as partículas, majoritariamente dissolvidas, pudessem ser adsorvidas. Uma vez que um maior tempo de residência propicia o desenvolvimento microbiológico no meio e consequentemente a ação de mecanismos de adesão (HUISMAN; WOOD, 1974; MANZ, 2004; SOUZA, 2020).

Avaliação dos parâmetros de controle: pH, temperatura, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido

Os dados obtidos através da aferição do pH em todos os pilotos utilizados estão demonstrados na Figura 34.

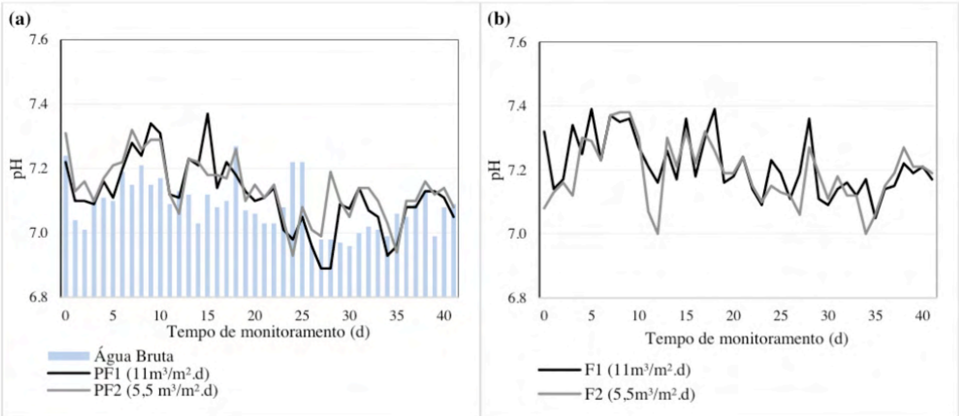


Figura 34 – Monitoramento do parâmetro pH nos sistemas – Fase 2.

Fonte: Autor (2020).

O pH da água bruta apresentou valores que variaram entre 6,9 e 7,2 não demonstrando alterações significativas durante o período de monitoramento (Figura 34[a]). Em média o pH da água bruta manteve-se em 7,10, ou seja, dentro da neutralidade o que normalmente pode favorecer a degradação de matéria orgânica de microrganismos. Os pilotos de pré-filtração (Figura 34[a]) (PF1 (11 m^2/m^2.d) e PF2 (5,5 m^3/m^2.d)) e filtro lento demonstraram valores coincidente às alterações da água de alimentação, com média de 7,20 para o PF1 (11m^3/m^2.d) e 7,14 para o PF2 [5,5 m^3/m^2.d.]). No que diz respeito aos pilotos de filtração (Figura 34[b]) (F1 [11 m^2/m^2.d] e F2 [5,5 m^3/m^2.d]), os mesmos apresentaram comportamento em relação a água de entrada sem alterações significativas, apresentando como média para o F1 (11 m^2/m^2.d), pH 7,20, e para o F2 (5,5 m^2/m^2.d), um potencial hidrogeniônico de 7,19 ao longo do período de monitoramento.

Com relação ao parâmetro temperatura, os dados colhidos acerca da temperatura da água bruta, pré-filtros e filtros durante o monitoramento da Fase 2 do estudo estão demonstrados na Figura 35.

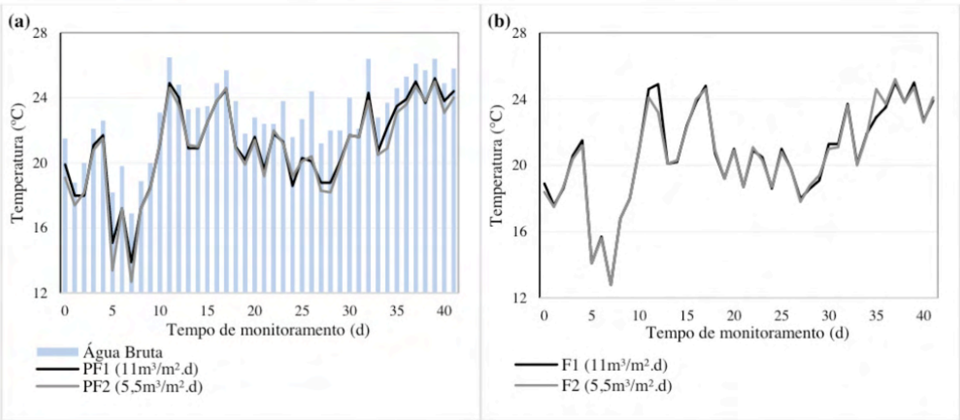


Figura 35 – Resultado de monitoramento do parâmetro temperatura nos sistemas – Fase 2.

Fonte: Autor (2020).

A Figura 35 (a) demonstra a média de temperatura registrada para água bruta de 22,9°C, para o PF1 (11m^3/m^2.d) de 21,1°C e para o PF2 (5,5m^3/m^2.d) de 20,8°C. A ligeira redução observada nos pilotos de pré-filtração em comparação a água bruta, pode ser explicada pela equidade de concentrações de compostos e temperatura, consequente de processos dispersão, assim a água inclina-se equalizar sua temperatura a do ambiente em função dos caminhos de fluxo dispersos na coluna (MICHELAN, 2010).

Os dados do monitoramento da temperatura para o F1 (11m^3/m^2.d) e F2 (5,5 m^3/m^2.d) demonstrados na Figura 35 (b), apontam como média geral de temperatura monitorada de

20,6°C para ambos os pilotos. Cabe destacar que a redução observada nos pilotos de pré-filtração não ocorre da mesma forma nos pilotos de filtração pelo fato de o processo de equalização entre a temperatura da água e do ambiente ter ocorrido ainda nos pilotos precedentes.

Na Figura 35(a) é possível observar também que há um aumento gradativo da temperatura da água bruta ao longo do experimento, em decorrência das variações climáticas da estação, o que se reflete diretamente na água vinda dos pilotos.

Considerando o parâmetro oxigênio dissolvido, a Figura 36 (a) e (b) exibe o comportamento deste para água bruta e pilotos, durante o monitoramento da Fase 2.

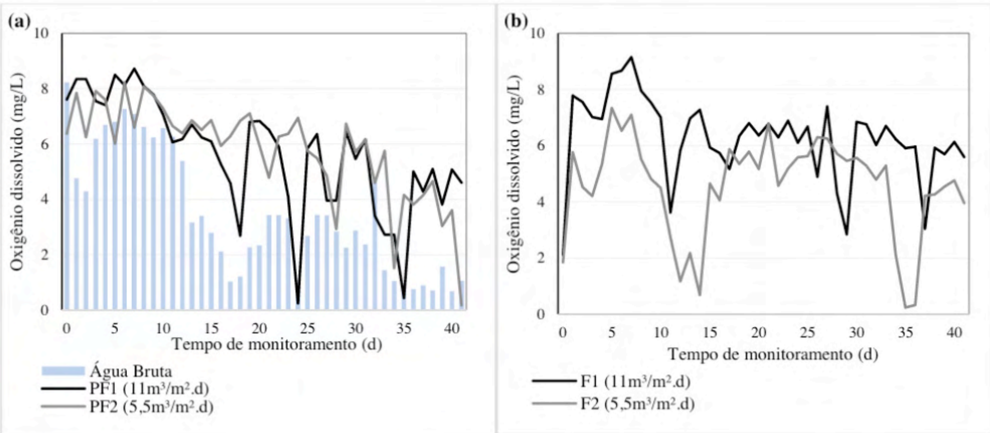


Figura 36 – Monitoramento do parâmetro oxigênio dissolvido nos sistemas – Fase 2.

Fonte: Autor (2020)

Na Figura 36 (a), por exemplo, são demonstrados os resultados das análises da concentração de oxigênio dissolvido da água bruta, PF1 (11 m³/m².d) e PF2 (5,5 m³/m².d), que apresentaram como média ao longo do período de monitoramento: 3,4 mg/L, 5,6 mg/L e 5,8 mg/L, respectivamente. Para estes, é possível observar que, assim como na primeira fase do experimento, ocorre um aumento perceptível da concentração de oxigênio dissolvido nos pilotos de pré-filtração em relação à água bruta.

O aumento é atribuído ao sistema de alimentação que promove a queda da água da saída da câmara de nível constante até o meio filtrante. Nesse sentido nota-se que após o primeiro dia das carreiras de ambos os pré-filtros, a concentração de oxigênio dissolvido inicia um declínio gradual até o último dia de carreira (quando é executada a drenagem e limpeza do meio filtrante), onde apresenta seu menor valor de concentração. Acredita-se que no decorrer das carreiras onde há maior colmatação do meio filtrante e a elevação da carga hidráulica, a altura da queda da água de entrada diminui, uma vez que o nível de

água está mais próximo da câmara de nível constante, menor é a inserção de oxigênio na água ocasionada pela queda.

Também, pode-se considerar que no decorrer da filtração o nível de concentração de oxigênio dissolvido tende a diminuir devido a estabilização, e intensa atividade da camada biológica (*schmutzdecke*), nos primeiros centímetros do meio filtrante (FOX; MILTNER; LOGSDON; DICKS *et al.*, 1984; YOUNG-ROJANSCHI; MADRAMOOTOO, 2014). Fox et al. (1984) ainda indicam que, indiferente da formação ou não da camada biológica no leito, há consumo considerável de oxigênio durante a carreira de filtração. Dessa forma, conforme se aproximava o fim da carreira, atrelada a redução da queda d'água, a redução das concentrações de oxigênio dissolvido pode estar vinculada ao consumo da camada biológica no leito.

Para os pilotos F1 (11m³/m².d) e F2 (5,5 m³/m².d) apresentados na Figura 36 (b), as médias de concentração de oxigênio dissolvido no decorrer da única carreira de filtração de ambos foram de 6,3 mg/L para o F1 (11m³/m².d) e 4,6 mg/L para o F2 (5,5 m³/m².d). Como não foram executadas limpezas nos filtros, as oscilações de concentração de oxigênio podem ser atreladas as variações da água pré-filtrada de entrada. Uma vez que não há evidência de declínio das concentrações de oxigênio entre o início e o fim do monitoramento, é possível não ter havido influência significante da camada biológica nas concentrações de oxigênio dissolvido na água filtrada. Esse fato indica que possivelmente a ação de remoção exercida pelos pilotos ocorreu via mecanismos de filtração física.

Comparando os sistemas nota-se que a queda da concentração de oxigênio dissolvido no decorrer das carreiras, principalmente nos pré-filtros, ocorre com maior intensidade no PF1 (11m³/m².d). Por demandar uma maior vazão o PF1(11m³/m².d) tende a sofrer processos colmatativos em maior velocidade, o que consequentemente eleva a carga hidráulica acima do meio filtrante também de forma mais rápida, fazendo com que a queda d'água de alimentação do piloto seja reduzida em um menor espaço de tempo.

Ainda sobre parâmetros químicos analisados durantes este estudo, a Figura 37 expõe os valores obtidos através da aferição da condutividade elétrica para a água bruta, pilotos de pré-filtração e filtração, durante a Fase 2 do experimento.

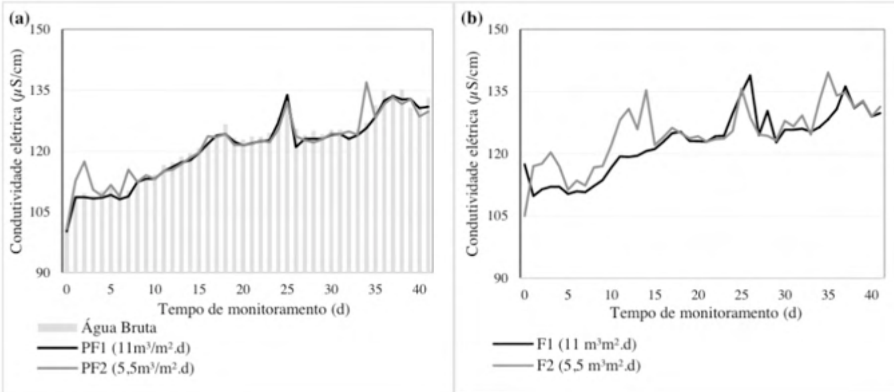


Figura 37 – Monitoramento do parâmetro condutividade elétrica nos sistemas – Fase 2.

Fonte: Autor (2020).

Quanto ao comportamento da condutividade elétrica para água bruta, PF1(11 m³/m². d) e PF2 (5,5 m³/m². d), os resultados não demonstraram evidências claras de alterações significativas (valores não significativos estatisticamente pelo Teste t; α=0,05) do parâmetro ao longo do período de monitoramento. São observadas oscilações expressas pelas águas de saída dos pilotos que por sua vez seguem as da água bruta. As médias de condutividade elétricas para água bruta e pré-filtros, aferidas durante o monitoramento foram de 121,6 μS/cm para água bruta, 120,4 μS/cm para o PF1 (11m³/m². d) e 121,2 μS/cm para o PF2 (5,5 m³/m². d). É possível observar a grande proximidade entre os valores médios expressos pela água bruta e pelos pilotos, reforçando o fato de que não ocorreram alterações significativas para o parâmetro. Alterações no parâmetro condutividade elétrica poderiam significar aumento na concentração de minerais naturais, e de íons e cátions dissolvidos na água do manancial (ALBUQUERQUE, 2015; DASH; PRAKASH; KUMAR; MEHROTRA *et al.*, 2010).

Para o F1(11 m³/m². d) e F2 (5,5 m³/m². d) um comportamento semelhante ao dos pré-filtros é observado, onde as variações de condutividade elétrica das águas filtradas acompanharam os valores de sua água de entrada. A média do parâmetro verificada ao longo da carreira para o F1(11 m³/m². d) foi de 122,7 μS/cm, e par o F2 (5,5 m³/m². d) foi de 124,7 μS/cm. Embora quando analisado o gráfico da Figura 37 (b) seja possível observar uma leve elevação da condutividade elétrica para o F2 (5,5 m³/m².d), as médias finais resultadas das análises executadas se apresentam muito próximas, podendo tais elevações serem vinculadas às variações do aparelho utilizado.

Análise da remoção de coliformes Totais e *E.coli*

As coletas de amostras para análise de Coliformes totais e *E.coli* foram realizadas para todos os pilotos, tomando como referência os últimos dias de carreiras do PF2 (5,5 m³/m².d) que, por apresentar um menor número de carreiras, acarretou na economia

de materiais utilizados para as análises. Os resultados de remoção obtidos através das análises de coliformes totais são demonstrados na Tabela 18.

Amostras	PF1 Remoção (%)	PF2 Remoção (%)	F1 Remoção (%)	F2 Remoção (%)
1	99,7	92,7	90,0	99,5
2	93,1	78,4	99,9	99,9
3	>LD	>LD	>LD	>LD

Tabela 18 – Resultados das análises de coliformes totais – Fase 2.

Legenda: LD: Limite de detecção do método. Fonte: Autor (2020).

Os dados que se apresentam da Tabela 18 como maiores que o limite de detecção, condizem a valores com resultados acima do limite suportado pela cartela de análise, inviabilizando assim o cálculo do percentual de remoção de coliformes para a amostra. O valor médio de coliformes totais da água bruta durante a fase 2 foi de 26496 NMP/100 ml considerando as 3 análises realizadas. Em apenas uma das amostras de água bruta foi detectada a presença de *E.Coli* igual a 10 NMP/100 ml. No restante das análises sempre foram detectados valores <1 NMP/100 ml para todos os pilotos.

Os pilotos de pré-filtração (PF1 (11m³/m².d) e PF2 (5,5 m³/m².s) apresentaram remoção média acima do esperado para um sistema de pré-filtração em relação à água bruta. Assim 96,43% foram removidos em média pelo PF1 (11 m³/m².d), e 88,55% pelo PF2 (5,5 m³/m².d).

Mesmo sendo os filtros associados a altas remoções de coliformes totais, não é esperada a remoção total do parâmetro na água final, uma vez que a etapa de desinfecção é prevista como etapa final do tratamento (PIZZOLATTI, 2010). Os pilotos de filtração apresentaram em média para o F1 (11m³/m².d) uma remoção de 94,96% e para o F2 (5,5 m³/m².d) uma remoção de 99,68%, ambos relacionados a água de entrada proveniente dos pré-filtros. Quando relacionada a remoção dos filtros, com relação direta a quantidade de coliformes presentes na água bruta, considerando o sistema completo, são observados valores ainda mais expressivo, sendo removidos pelo o F1 (11m³/m².d), 99,98% e pelo F2 (5,5 m³/m².d), 99,97% .

Bellamy et al (1985) e Elliott et al (2008) apontam que, uma das indicações de maturação do leito filtrante se dá quando evidenciados altos valores de remoção dos mesmos. Em sistemas de filtração lenta tipicamente utilizados a remoção de coliformes prevista se dá em torno de 1 a 3 log (COLLINS; EIGHMY; MALLEY JR., 1991). Murtha e Heller (2003) e Brito et al (2005) estudaram sistemas de filtração em que a maior remoção

de coliformes e *E.Coli* fora promovida em até 0,45 m de profundidade do leito.

Utilizando filtros também em escala piloto, porém sem etapa de pré-filtração, Fox et al (1984) alcançaram valores de remoção entre 4 e 5 log rotineiramente. Galvis et al (1992) anotam significativa melhoria em questão de remoção de coliformes em filtros, quando precedidos de pré-tratamento, obtendo remoções de 2,6 log a 5,5 log.

Período de recuperação dos pilotos pós-limpeza

O monitoramento da recuperação da eficiência do sistema após a limpeza dos pilotos de pré-filtração foi executado após o término da segunda carreira de cada piloto, com intervalos de 30 min entre as análises, até que fosse percebida a estabilização da turbidez da água produzida pelos mesmos. O procedimento de análise foi repetido para o monitoramento dos pilotos de filtração, no entanto, o mesmo ocorreu após o término do experimento, onde os meios filtrantes foram limpos, e posteriormente monitorados. A Figura 38 demonstra o comportamento da recuperação da eficiência de remoção de turbidez dos pilotos após a limpeza.

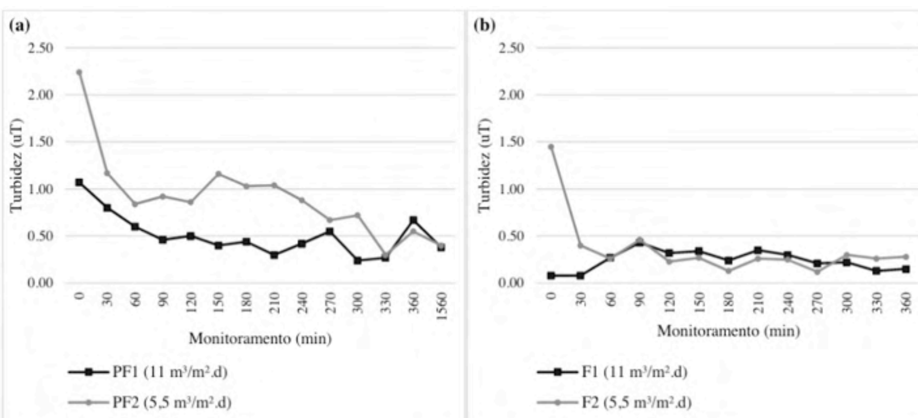


Figura 38 – Resultado de monitoramento da recuperação dos pilotos pós limpeza – Fase 2.
Legenda: (a) Pré-filtros; (b) Filtros. Fonte: Autor (2020).

O monitoramento demonstrado na Figura 38 foi executado em dias diferentes para os pré-filtros e filtros, com condições de água bruta semelhante. É possível observar que, durante o monitoramento, os pilotos não apresentaram picos elevados de turbidez, havendo apenas uma leve alteração na primeira análise feita imediatamente após a limpeza. A não evidenciação de elevados picos após a limpeza, pode estar associada aos baixos valores de turbidez observados na água bruta durante o monitoramento. Menores valores de turbidez indicam menor presença de substâncias e materiais particulados na água, o que consequentemente acarreta em uma menor concentração retida no leito filtrante

(PIZZOLATTI, 2010). Este fato pode ocasionar menor arraste de partículas junto à água filtrada, após o reinicio da alimentação do sistema, consequentemente não originando picos elevados de turbidez

Comparando os pilotos de pré-filtração, nota-se que a recuperação do PF1(11 m³/m².d) ocorreu de forma mais rápida em relação ao PF2(5,5 m³/m².d). Tal desempenho pode estar associado a maior taxa de filtração empregada no PF1(11m³/m².d), onde o maior volume de água propicia maior velocidade de fluxo e, consequentemente, maior ação desprendimento e arraste de partículas (AMIRTHARAJAH, 1988). Dessa forma, a maior velocidade intersticial no leito promove a limpeza mais rápida do mesmo, em relação a uma menor taxa de filtração. Este aspecto pode se relacionar a maior turbidez apresentada pelo PF1(11m³/m².d), na primeira análise do monitoramento, onde possivelmente a maior energia promovida pelo maior volume de agua propiciou o arraste de um maior número de partículas em relação ao PF2(5,5 m³/m².d).

Em relação aos pilotos de filtração, é observado um comportamento diferente, sendo que ambos já apresentam valores de turbidez abaixo de 0,5 uT, logo nos primeiros 30 min de monitoramento. Isto pode ter relação com o diâmetro efetivo utilizado para os pilotos de filtração, que por sua vez promovem maior velocidade intragranular e consequentemente um carreamento mais rápido de partículas (HUISMAN; WOOD, 1974). Ainda, a menor carga de materiais particulados na água de alimentação (pré-filtrada) dos filtros, promove o acúmulo ainda menor de materiais no interior no leito, o que é confirmado pela não ocorrência de uma carreira completa de filtração.

Duração de carreiras

As carreiras de todos os pilotos tiveram como fator limitante a carga hidráulica acima do leito filtrante assim como ocorrido na Fase 1, com encerramento de carreira no momento em que a perda de carga atingia a altura de 70 cm. O PF1 (11 m³/m².d) operou por 34 dias decorrendo 4 carreiras completas e 1 incompleta, com duração entre 6 e 18 dias. O PF2 (5,5 m³/m².d) operou por 3 carreiras completas com tempo de duração entre 7 e 21 dias. A Tabela 19 demonstra o número de carreiras e o tempo de duração das mesmas em dias, durante a segunda fase do estudo.

Carreiras	**PF1 (11 m³/m². d) Tempo (d)**	**PF2 (5,5 m³/m². d) Tempo (d)**	**F1 (11 m³/m². d) Tempo (d)**	**F2 (5,5 m³/m². d) Tempo (d)**
1	18	21	41	41
2	6	7	-	-
3	4	13	-	-
4	7	-	-	-
5	6	-	-	-

Tabela 19 – Informações gerais sobre as carreiras de filtração – Fase 2.

Fonte: Autor (2020).

Análise visual do meio filtrante

Após observação e captura das imagens diretamente na lente do microscópio, foram selecionadas as imagens correspondentes à camada superficial, 5 cm, 20 cm e 40 cm de profundidade do meio filtrante. A etapa teve como objetivo observar os diferente formatos e tamanhos de grãos, analisando possíveis concentrações de materiais particulados em deposição e/ou aderidos aos mesmos. A observação baseou-se apenas nas características visuais das imagens, onde é possível perceber a diferença na quantidade de materiais depositados e aderidos aos grãos ao longo do meio filtrante. A Figura 39, Figura 40, Figura 41 e Figura 42 apresentam o resultado das imagens capturadas após o fatiamento dos leitos filtrantes.

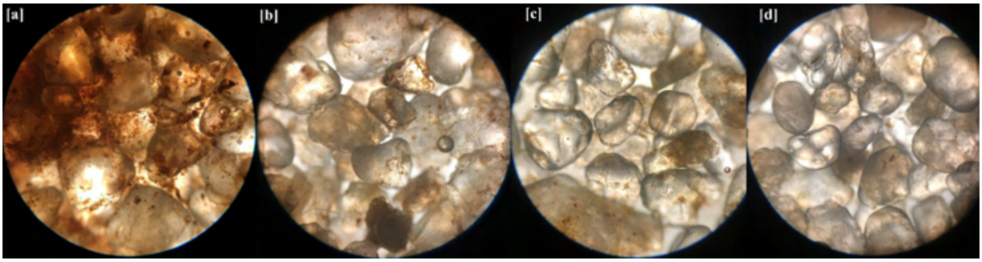


Figura 39 – Meio Filtrante PF1 (11m³/m².d)

Legenda: [a] camada 1cm ; [b] camada 5 cm; [c] camada 20 cm; [d] camada 40 cm. Fonte: Autor (2020).

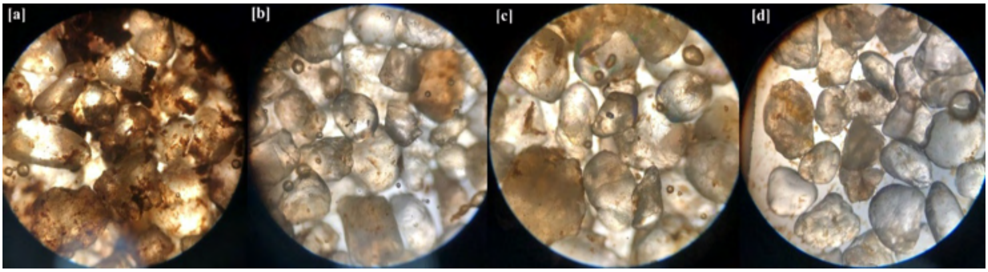


Figura 40 – Meio Filtrante PF2 (5,5m³/m².d).

Legenda: [a] camada 1cm ; [b] camada 5 cm; [c] camada 20 cm; [d] camada 40 cm. Fonte: Autor (2020).

Ao observar as Figura 39 e Figura 41 condizentes aos pilotos de pré-filtração, nota-se a redução gradativa da presença de material particulado retido pelo meio filtrante ao longo da profundidade do filtro. São percebidas em ambas as imagens uma maior concentração de partículas na primeira camada dos pré-filtros evidenciando a colmatação superficial já apontada pelo comportamento de perda de carga do sistema. Também fica perceptível o

carreamento de partículas em profundidade, mesmo que em menor proporção, tanto para o PF1(Figura 39) quanto para o PF2 (Figura 40), indicado pelos resultados de perda de carga. Cabe destaque ao formato desuniforme dos grãos, que variam entre desgastados e agudos, que propiciam a adesão de substâncias em sua superfície (DI BERNARDO, 2003). A apresentam o resultado das imagens capturadas após o fatiamento do leito filtrante do F1.

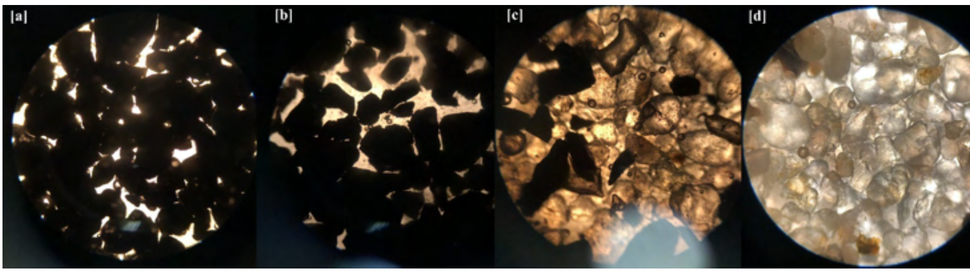


Figura 41 – Meio Filtrante F1($11m^3/m^2.d$).

Legenda: [a] camada 1cm ; [b] camada 5 cm; [c] camada 20 cm; [d] camada 40 cm. Fonte: Autor (2020).

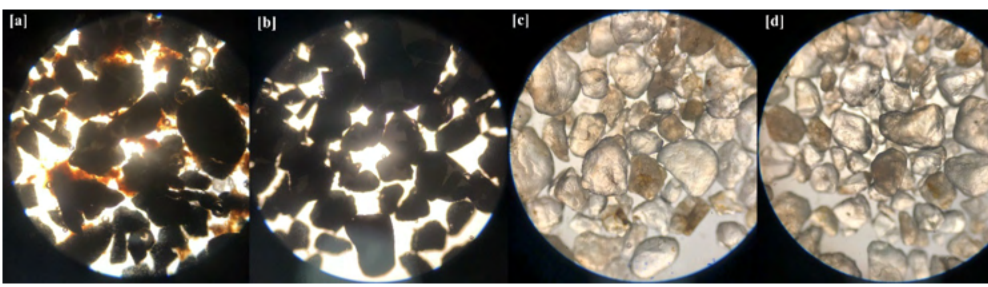


Figura 42 - Meio Filtrante F2 ($5,5m^3/m^2.d$).

Legenda: [a] camada 1cm ; [b] camada 5 cm; [c] camada 20 cm; [d] camada 40 cm. Fonte: Autor (2020).

As figuras que se referem aos filtros (Figura 42) embora a observação das primeiras camadas seja dificultada pela coloração escura do carvão antracitoso, nota-se que uma menor quantidade de materiais é observada na primeira camada do F1($11m^3/m^2.d$) em comparação ao F2($5,5m^3/m^2.d$). Esse fato pode estar associado a taxa de filtração, que pode ter acarretado no transpasse de partículas em profundidade, uma vez que é percebida coloração mais escurecida na camada [c] (20 cm) (Figura 42*)* do F1($11m^3/m^2.d$). Para o F2 ($5,5\ m^3/m^2.d$) é notada certa concentração de material particulado aderida aos grãos a primeira camada [a] (5cm) , o que indica a possível formação de *schmutzdecke*. Ao contrário do F1($11m^3/m^2.d$), não é possível observar visualmente a intrusão de

materiais em profundidade no F2 (5,5 $m^3/m^2.d$). Isso pode estar associado ao tamanho das partículas, que possivelmente tem seu tamanho reduzido pela ação microbiológica, dificultando sua visualização. Quando analisados os formatos dos grãos para os filtros, é percebida grade diferença entre o carvão antracitoso, com formato acentuadamente angular, e a areia, que apresenta superfície mais arredondada (DI BERNARDO, 2003).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A variação das configurações empregadas em pré-filtros exprimiu alterações plausíveis de parâmetros físicos da água basicamente constituídos por sólidos dissolvidos, durante o período de junho a novembro. Deste modo a comparação entre diferentes taxas, bem como a capacidade de redução de tais parâmetros, direcionaram diferentes indagações, baseando as seguintes considerações:

- Pré-filtros lentos com características granulométricas de filtros rápidos tem capacidade de produzir água dentro dos limites de turbidez suportados por filtros lentos, porém não de forma constante;

- São removidos pequenos picos de parâmetros físicos da água bruta, com a utilização de tal configuração de pré-filtros;

- Maiores remoções de características físicas da água bruta por parte da pré-filtração acarretam menor número de carreiras de filtração para filtros lentos;

- Não são percebidas grandes diferenças na redução de parâmetros físicos atribuídos a mudança na taxa de filtração para mananciais de turbidez majoritariamente formada por sólidos dissolvidos;

- A utilização de diâmetros efetivos semelhantes para carvão antracitoso e areia, em filtros de dupla camada, se mostrou uma alternativa eficiente.

- A utilização de carvão antracitoso como primeira camada aponta maior remoção ao longo do meio filtrante;

- Pré-filtros auxiliam na remoção de coliformes totais e *E.coli,* aumentando a capacidade de remoção de filtros lentos;

- Pré-filtros tendem a apresentar mais repetições de carreiras quando empregadas maiores taxas de filtração;

- Diferentes taxas de filtração aplicadas à pré-filtração seguida de filtração lenta, com alimentação por mananciais turbidez essencialmente constituída por sólidos dissolvidos, tendem a não apresentar diferença na qualidade da água produzida.

REFERÊNCIAS

ABNT. NBR 7181 Análise granulométrica: Método de ensaio. Brasil 1984.

ABNT. NBR 6457. Amostras de solo: Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização. Brasil 1986.

ABNT. NBR 12216. Projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público. : Associação Brasileira de Normas Técnicas 1992.

ALBUQUERQUE, T. B. V. **Caracterização física e biológica da zona hiporréica na interação Rio-Aquífero no Rio Beberibe** 2015. 166 f. Doutorado em Engenharia civil -, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE.

ALEM, A.; ELKAWAFI, A.; AHFIR, N.-D.; WANG, H. Filtration of kaolinite particles in a saturated porous medium: hydrodynamic effects. **Hydrogeology Journal**, 21, n. 3, p. 573-586, 2013/05/01 2013.

ALLEY, E. R. **Water Quality Control Handbook, Second Edition**. 2 ed. New York: McGraw-Hill Education, 2007. 9780071467605.

ALLISON, L. E. Effect of microorganisms on permeability os doil under prolinged subergence. 63, n. 6, p. 439-450, 1947.

ALMEIDA, A. S. O.; SALES, M. d. V.; LIMA, M. V. d.; NETO, J. C. Determinação do coeficiente de descarga para orifícios de parede delgada considerando números de Reynolds reduzidos. **Revista DAE** 66, n. 210, p. 24 - 34, 2018.

AMIRTHARAJAH, A. Some Theoretical and Conceptual Views of Filtration. **American Water Works Association**, 80, n. 12, p. 36-46, 1988.

APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for the Examintation of Water and Wastewater**. Washington: American Public Health Association, 2005. (21.

AWWA. **Water Quality and Treatment**. New York: 1991.

BAVEYE, P.; VANDEVIVERE, P.; HOYLE, B. L.; DELEO, P. C. *et al.* Environmental Impact and Mechanisms of the Biological Clogging of Saturated Soils and Aquifer Materials. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, 28, n. 2, p. 123-191, 1998/04/01 1998.

BELLAMY, W. D.; HENDRICKS, D. W.; LOGSDON, G. S. Slow Sand Filtration: Influences of Selected Process Variables. **American Water Works Association**, 77, n. 12, p. 62-66, 1985.

BERNARDO, L. D.; BRANDÃO, C. C. S.; HELLER, L. **Tratamento de águas de abastecimento por filtração em múltiplas etapas**. Rio de Janeiro, RJ: ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1999. (PROSAB)

BOTARI, A.; DI BERNARDO, L. Modelação da perda de carga na filtração direta ascendente em meio granular de areia grossa e pedregulho. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, 14, n. 2, p. 245-256, 2009.

BRASIL. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos. 2019.

BRASIL. PORTARIA GM/MS Nº 888. : Ministério da Saúde**:** 20 p. 2021.

BRINCK, N. C. P. **Avaliação do tipo de material filtrante no comportamento hidráulico de filtros rápidos de camada profunda no tratamento de águas de abastecimento**. 2009. 393 f. Doutorado -, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São paulo.

BRITO, L. L. A. d.; CARDOSO, A. B.; SALVADOR, D. P.; HELLER, L. Amadurecimento de filtros lentos de areia e remoção de microrganismos indicadores de qualidade da água ao longo da profundidade do leito: uma avaliação em instalação piloto. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, 10, n. 4, p. 307-317, 2005.

CAMPLESI, D. C. F. 3 - Remoção de coliformes totais e Escherichia coli utilizando a filtração em múltiplas etapas (FiME) em períodos de alta turbidez da água bruta. **REEC - Revista Eletrônica de Engenharia Civil**, 1, n. 1, 09/29 2010.

CAMPOS, L. C. Avaliação da Filtração em Múltiplas Etapas para Remoção de Turbidez em Águas Superficiais. **Projeto FIMERTAS apresentado à FUNASA**, 2006.

CHO, G.-C.; DODDS, J.; SANTAMARINA, J. C. Particle Shape Effects on Packing Density, Stiffness, and Strength: Natural and Crushed Sands. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, 132, n. 5, p. 591-602, 2006.

CHRISTIANSEN, J. E. EFFECT OF ENTRAPPED AIR UPON THE PERMEABILITY OF SOILS. **Soil Science** 58, n. 5, p. 355-366, 1944.

CHUANG, C.-J.; LI, K.-Y. Effect of coagluant dosage and grain size on the performance of direct filtration. **Separation and Purification Technology**, 12, n. 3, p. 229-241, 1997/12/22/ 1997.

CLEASBY, J. L. Source water quality and pretreatment options for slow sand filters In: LOGSDON, G. S. *In*: ENGINEERS, A. S. o. C. (Ed.). **Slow Sand Filtration**. Nova York, 1991. p. p. 69 – 100.

COLLINS, M. R.; EIGHMY, T. T.; MALLEY JR., J. P. Evaluating Modifications to Slow Sand Filters. **American Water Works Association**, 83, n. 9, p. 62-70, 1991.

COSTA, R. H. R. d. Estudos comparativos da eficiencia de filtros lentos de areia convencionais e de fluxo ascendente. São Carlos - SP: Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo**:** 256 p. 1980.

CRITTENDEN, J. C.; TRUSSELL, R. R.; HAND, D. W.; HOWE, K. J. *et al.* **MWH's water treatment: principles and design**. John Wiley & Sons, 2012. 1118103777.

DALSASSO, R. L. **Estudo de diferentes materiais para floculação em meio granular,precedendo a filtração rápida descendente no tratamento de água para abastecimento**. 2005. 254 f. Doutorado - Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis - SC.

DARCY, H. **Les Fontaines publiques de la ville de Dijon. Exposition et application des principes à suivre et des formules à employer dans les questions de distribution d'eau, etc**. V. Dalmont, 1856.

DASH, R.; MEHROTRA, I.; KUMAR, P.; GRISCHEK, T. Lake bank filtration at Nainital, India: Water-quality evaluation. **Hydrogeology Journal**, 16, p. 1089-1099, 09/01 2008.

DASH, R.; PRAKASH, E.; KUMAR, P.; MEHROTRA, I. *et al.* River bank filtration in Haridwar, India: Removal of turbidity, organics and bacteria. **Hydrogeology Journal**, 18, p. 973-983, 06/01 2010.

DE REPENTIGNY, C.; ZAGURY, G. J.; COURCELLES, B. Modeling of the clogging in a MgO column used to treat a Ni- and Co-contaminated water and performance prediction for a centripetal radial

column. **Chemosphere**, 236, n. 124307, p. 8, 2019/12/01/ 2019.

DE SOUZA, F. H.; PIZZOLATTI, B. S.; SCHÖNTAG, J. M.; SENS, M. L. Study of slow sand filtration with backwash and the influence of the filter media on the filter recovery and cleaning. **Environmental Technology**, 37, n. 14, p. 1802-1810, 2016/07/17 2016.

DE SOUZA, F. H.; PIZZOLATTI, B. S.; SENS, M. L. Backwash as a simple operational alternative for small-scale slow sand filters: From conception to the current state of the art. **Journal of Water Process Engineering**, 40, p. 101864, 2021/04/01/ 2021.

DI BERNARDO, A. **Desempenho de sistemas de dupla filtração no tratamento de água com turbidez elevada**. Orientador: POVINELLI, J. 2004. 281 f. Doutorado - Engenharias - Engenharia Sanitária, Universidade de São Paulo (USP). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. Biblioteca da Escola de Engenharia de São Carlos. Disponível em: https://bv.fapesp.br/pt/dissertacoes-teses/4664/desempenho-de-sistemas-de-dupla-filtracao-no-tratamento-de-a.

DI BERNARDO, L. **Tratamento de água para abastecimento por filtração direta**. São Carlos - SP: ABES,RiMa, 2003. 85-86552-69-0.

DI BERNARDO, L.; BRANDÃO, C. C. S.; HELLER, L. Tratamento de águas de abastecimento por filtração em múltiplas etapas. *In*: **Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (Brasil)**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. p. 114.

DI BERNARDO, L.; BRANDÃO, C. C. S.; HELLER, L. **Tratamento de águas por filtração em Múltiplas Etapas**. Rio de Janeiro: ABES/PROSAB, 1999.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. São Carlos- SP: RiMa, 2005.

DI BERNARDO, L.; SABOGAL PAZ, L. P. **Seleção de Tecnologias de Tratamento de Água**. São Carlos-SP: LiDBE, 2008.

DIAPER, E. W. J.; IVES, K. J. Filtration Through Size-Graded Media. **Journal of the Sanitary Engineering Division**, 91, n. 3, p. 89 - 116, 1965.

EBRAHIMI KHABBAZI, A.; HINEBAUGH, J.; BAZYLAK, A. Determining the impact of rectangular grain aspect ratio on tortuosity–porosity correlations of two-dimensional stochastically generated porous media. **Science Bulletin. v.**, 61, n. 8, p. 601-611, 2016.

ELLIOTT, M. A.; STAUBER, C. E.; KOKSAL, F.; DIGIANO, F. A. *et al.* Reductions of E. coli, echovirus type 12 and bacteriophages in an intermittently operated household-scale slow sand filter. **Water Research**, 42, n. 10, p. 2662-2670, 2008/05/01/ 2008.

ESQUIVEL, L. G. R. **Remoção de Matéria Orgânica Natural e precursores de trihalometanos por filtração em margem na lagoa do Peri**. 2012. Doutorado em Engenharia Ambiental -, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC.

FOX, K. R.; MILTNER, R. J.; LOGSDON, G. S.; DICKS, D. L. *et al.* Pilot-Plant Studies of Slow-Rate Filtration. **American Water Works Association**, 76, n. 12, p. 62-68, 1984.

FREEZE, R. A.; CHERRY, J. A. **Groundwater**. Prentice-Hall, 1979. 9780133653120.

FREITAS, J. B. D. A. Caracterização da zona hiporréica no trecho médio do rio Beberibe considerando aspectos biológicos e sedimentológicos. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da UFPE. Recife - PE: Universidade Federal de Pernambuco**:** 146 p. 2018.

FUNASA. Manual prático de análise de água. 4. Brasília, DF**:** 150 p. 2013.

FUNASA. Caderno Técnico: Projeto e operação de filtros lentos retrolaváveis para o tratamento de água para abastecimento Florianópilis-SC: Copiart**:** 64 p. 2019.

GALVIS, G. **Development and Evaluation of Multistage Filtration Plants**. 1999. 228 f. Doutorado - Centre for Environmental Health Engineering School of Engineering in the Environment University of Surrey, Environment University of Surrey, United Kingdom Guildford, Surrey.

GALVIS, G.; VISSCHER, J.; LLOYD, B. J. W. Multi-stage surface water treatment for community water supply in Colombia. **WATERLINES** 10, n. 3, p. 26-29, 1992.

GIBSON, S.; ABRAHAM, D.; HEATH, R.; SCHOELLHAMER, D. Vertical gradational variability of fines deposited in a gravel framework. **Sedimentology**, 56, n. 3, p. 661-676, 2009.

GRACE, M. A.; HEALY, M. G.; CLIFFORD, E. Performance and surface clogging in intermittently loaded and slow sand filters containing novel media. **Journal of Environmental Management**, 180, p. 102-110, 2016/09/15/ 2016.

GUNKEL, G.; BEULKER, C.; HOFFMANN, A.; KOSMOL, J. Fine particulate organic matter (FPOM) transport and processing in littoral interstices – use of fluorescent markers. **Limnologica**, 39, n. 3, p. 185-199, 2009/09/01/ 2009.

HACH. **Produtos**., 2021. Disponível em: https://pt.hach.com/. Acesso em: 02/03/2021.

HASNAIN, G.; KHAN, Z. Treatment of high turbidity water through plain and coagulated up-flow roughing filter. **Desalination and Water Treatment**, 52, n. 4-6, p. 1035-1043, 2014/01/28 2014.

HENDRICKS, D. **Fundamentals of water treatment unit processes: physical, chemical, and biological**. Crc Press, 2010. 1420061917.

HISCOCK, K.; GRISCHEK, T. Attenuation of groundwater pollution by bank filtration. **Journal of Hydrology**, 266, n. 3 - 4, p. 139-144, 11/23 2002.

HUISMAN, L.; WOOD, W. E. **Slow sand filtration** Geneva: World Health Organization, 1974. 122 p. 9241540370.

KAWAMURA, S. Design and operation of high-rate filters. **American Water Works Association**, 91, n. 12, p. 77-90, 1999.

KHABBAZI, A. E.; HINEBAUGH, J.; BAZYLAK, A. Determining the impact of rectangular grain aspect ratio on tortuosity–porosity correlations of two-dimensional stochastically generated porous media. **Science Bulletin**, 61, n. 8, p. 601-611, 2016/04/01/ 2016.

KHAN, Z.; FAROOQI, R. Roughing filtration as an effective pre-treatment system for high turbidity water. **Water Science and Technology**, 64, n. 7, p. 1419-1427, 2011.

LEME, F. P. **Teoria e técnicas de tratamento de água.** Rio de Janeiro: 1990.

LIMA, R. M. F.; LUZ, J. A. M. d. Análise granulométrica por técnicas que se baseiam na sedimentação gravitacional: Lei de Stokes **Revista Escola de Minas**, 54, p. 155-159, 2001.

LIU, X.; CIVAN, F.; EVANS, R. D. Correlation of the Non-Darcy Flow Coefficient. **Journal of Canadian Petroleum Technology**, 34, n. 10, p. 4, 1995.

LOGSDON, G.; KOHNE, R.; ABEL, S.; LABONDE, S. Slow sand filtration for small water systems. **Journal of Environmental Engineering and Science - J ENVIRON ENG SCI**, 1, p. 339-348, 09/02 2002.

LOZADA, D.; VANDEVIVERE, P.; BAVEYE, P.; ZINDER, S. Decrease of the hydraulic conductivity of sand columns by Methanosarcina barkeri. **World journal of microbiology & biotechnology**, 10, p. 325-333, 05/01 1994.

MANZ, D. H. New Horizons for Slow Sand FiltrationProceedings of the Eleventh Canadian National Conference and Second. **Policy Forum on Drinking Water and the Biennial Conference of the Federal-ProvincialTerritorial Committee on Drinking Water, Promoting Public Health Through Safe Drinking Water** n. 403, p. 682 – 692, 2004.

MARNOTO, M. J. E. **Expansão da areia durante a retrolavagem dos filtros lentos – influência sobre a qualidade da água para abastecimento e a duração das carreiras Mar**. 2008. (Engineer) -, Universidade Federal de Santa Catarina Florianópolis - SC.

MARTINS, M. Estudo da colmatação biológica através da atividade enzimática em colunas de simulação de sistema de filtração em margem Frederico Westphalen: Universidade Federal de Santa Maria **:** 103 p. 2021.

MEDEIROS, R. C.; DE M. N. FAVA, N.; FREITAS, B. L. S.; SABOGAL-PAZ, L. P. *et al.* Drinking water treatment by multistage filtration on a household scale: Efficiency and challenges. **Water Research**, 178, n. 115816, p. 13, 2020/07/01 2020.

MEDINA, L. R. FILTRACIÓN LENTA CON ARENA PARA EL TRATAMIENTO DE AGUA EN COMUNIDADES RURALES. **Avances**, 13, n. 1, p. 8, 2011.

MEDINA, R. L.; DUARTE, N. S. P. Uso de filtros lentos para el tratamiento de agua a nivel domiciliario. **Ingeniería hidráuica y ambiental**, 13, n. 1, p. 44–49, 2011.

MELLO, O. M. T. D. **Avaliação do desempenho da filtração em multiplas etapas no tratamento de águas com elevadas concentrações de algas.** . 1998. 136 f. Doutorado em Engenharia Civil (Mestrado) -, Universidade de Brasília, Brasília - DF.

MICHELAN, D. C. G. S. **Filtração em margem de rio precedendo a filtração lenta, para remoção de carbofurano, em tratamento de água para consumo humano**. 2010. 342 f. (Doutorado em Engenharia Ambiental) -, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC.

MORAN, M. C.; MORAN, D. C.; CUSHING, R. S.; LAWLER, D. F. Particle Behavior in Deep-Bed Filtration: Part 2—Particle Detachment. **American Water Works Association**, 85, n. 12, p. 82-93, 1993.

MURTHA, N.; HELLER, L.; LIBANIO, M. **Filtração lenta em areia como alternativa tecnológica para o tratamento de águas de abastecimento no Brasil**. 1999.

MURTHA, N. A. Avaliação da influência de variáveis hidráulicas, parametros de projeto e das características da água bruta na eficiência de filtros lentos de areia. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais**:** 227 p. 1998.

MURTHA, N. A.; HELLER, L. Avaliação da influencia de parâmetros de projeto das características da água nruta no comportamento de filtros lentos de areia **Egenharia Ambiental e Sanitária**, 8, n. 1, p.

257 - 267, 2003.

MUSHILA, C. N.; OCHIENG, G. M.; OTIENO, F. A. O.; SHITOTE, S. M. *et al.* Hydraulic design to optimize the treatment capacity of Multi-Stage Filtration units. **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C**, 92, n. 15, p. 85-91, 2016/04/01 2016.

NAKAMOTO, N.; GRAHAM, N.; COLLINS, M. R.; GIMBEL, R. **Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Processes**. IWA Publishing, 2014. 9781780406381.

NKWONTA, O.; OCHIENG, G. Roughing filter for water pre-treatment technology in developing countries: A review. **International Journal of Physical Sciences**, 4, n. 9, p. 8, 09/01 2009.

PATERNIANI, J. E. S.; CONCEIÇÃO, C. H. Z. d. Eficiencia da pré-filtração lenta no tratamento de água para pequenas comunidades. **Revista de Engenharia Ambiental**, 1, n. 1, p. 5, 2004.

PINTO, C. d. S. **Curso Básico de Mecânica dos Solos em 16 aulas**. 2011. 367 p. (Oficina de Textos.

PIZZOLATTI, B.; SOARES, M.; MICHELAN, D.; ROMERO, L. *et al.* **Water treatment for rural areas by slow sand filtration**. 2010.

PIZZOLATTI, B. S. Estudos de limpeza de filtro lento por raspagem e retrolavagem Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Florianópolis -SC: Universidade Federal de Santa Catarina**:** 105 p. 2010.

PIZZOLATTI, B. S. Influência da técnica de limpeza de filtros lentos e diâmetro dos grãos sobre a qualidade da água produzida, com destaque para remoção de carbamatos e oocistos de Cryptosporidium (simulados por microesferas). Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Florianópolis-SC: Universidade Federal de Santa Catarina**:** 201 p. 2014.

POPEK, E. Practical Approach to Sampling. *In*: **Sampling and Analysis of Environmental Chemical Pollutants** : Elsevier, 2018. v. 2, cap. 4, p. 145-225.

RAY, C.; MELIN, G.; LINSKY, R. B. **Riverbank Filtration: Improving Source-Water Quality**. California, US.: Springer Netherlands, 2003. 9780306481543.

RICHTER, C. A.; NETTO, J. M. d. A. **Tratamento de água: tecnologia atualizada.** 1 ed. São Paulo - SP: 1991. 332 p. 978-85-212-0053-6.

RINCK-PFEIFFER, S.; RAGUSA, S.; SZTAJNBOK, P.; VANDEVELDE, T. Interrelationships between biological, chemical, and physical processes as an analog to clogging in aquifer storage and recovery (ASR) wells. **Water Research**, 34, n. 7, p. 2110-2118, 2000/05/01/ 2000.

ROSENBERRY, D. O.; PITLICK, J. Effects of sediment transport and seepage direction on hydraulic properties at the sediment–water interface of hyporheic settings. **Journal of Hydrology**, 373, n. 3, p. 377-391, 2009/07/15/ 2009.

SCHUBERT, J. Hydraulic aspects of riverbank filtration—field studies. **Journal of Hydrology**, 266, n. 3, p. 11, 2002/09/15/ 2002.

SENS, M. L.; DALSASSO, R. L.; MONDARDO, R. I.; FILHO, L. C. d. M. Filtração em Margem. *In*: **Relatório técnico do PROSAB 4**. Minas Gerais, 2006. cap. 5, p. 173 - 236.

SOARES, M.; PIZZOLATTI, B.; ROMERO, L.; MICHELAN, D. *et al.* Backwashed Slow Sand Filtration for Water Supply during Droughts Periods in Animal Production. **21st Century Watershed Technology**

Improving Water Quality, 37, 2010. Filtration.

SOARES, M.; PIZZOLATTI, B. S. Estudo do Efeito da Colmatação sobre a Condutividade Hidráulica, Porosidade Total e Remoção da Turbidez Utilizando Diferentes Meios Filtrantes, como Apoio à Implementação da Técnica da Filtração em Margem. **Anuário do Instituto de Geociências - UFRJ**, 43, n. 1, p. 17, 2019.

SOARES, M.; PIZZOLATTI, B. S.; SENS, M. L. Estudo Hidrogeológico Preliminar para a Avaliação do Potencial de Colmatação do Sedimento das Margens da Lagoa do Peri e do Canal Sangradouro– Florianópolis – Santa Catarina – para a Implantação da Técnica da Filtração em Margem. **Anuário do Instituto de Geociências - UFRJ**, 43, 2019.

SOARES, M. B. D. **The Influence of High Infiltration Rates,Suspended Sediment Concentration and Sediment Grain Size on River and Lake Bed Clogging**. 2015. 133 f. Doutorado em Engenharia (Doutorado) -, Technische Universität Berlin, Berlin.

SOUZA, F. H. d. Influencia do diâmetro efetivo do meio filtrante em filtros lentos retrolaváveis. Florianópilos-SC: UFSC**:** 44 p. 2013.

SOUZA, F. H. D. Tratamento de água para abastecimento por meio de filtros lentos de fluxo ascendente com limpeza por retrolavagem e descarga de fundo. Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental. Florianópolis-SC: UFSC**:** 118 p. 2015.

SOUZA, F. H. d. **Estudo da biomassa e comunidade bacteriana em filtros lentos retrolaváveis**. 2020. 323 f. Doutorado em Engenharia Ambiental -, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis-SC.

STEVENSON, D. G. Flow and filtration through granular media - the effect of grain and particle size dispersion. **Water Research**, 31, n. 2, p. 12, 1997/02/01 1997.

THAUVIN, F.; MOHANTY, K. K. Network Modeling of Non-Darcy Flow Through Porous Media. **Transport in Porous Media**, 31, n. 1, p. 18, 1998/04/01 1998.

TRUSSELL, R. R.; CHANG, M. M.; LANG, J. S.; HODGES JR., W. E. Estimating the porosity of a full-scale anthracite filter bed. **Journal American Water Works Association**, 91, n. 12, p. 9, 1999.

TUFENKJI, N.; RYAN, J. N.; ELIMELECH, M. Peer Reviewed: The Promise of Bank Filtration. **Environmental Science & Technology**, 36, n. 21, p. 6, 2002/11/01 2002.

UNICEF, W. **Progress on Drinking Water, Sanitation and Hygiene: 2017 update and SDG baselines**. Genebra: 2017.

VAN LOPIK, J. H.; SNOEIJERS, R.; VAN DOOREN, T. C. G. W.; RAOOF, A. *et al.* The Effect of Grain Size Distribution on Nonlinear Flow Behavior in Sandy Porous Media. **Transport in Porous Media**, 120, n. 1, p. 29, 2017/10/01 2017.

VERAS, L. R. V.; DI BERNARDO, L. Tratamento de água de abastecimento por meio da tecnologia de filtração em múltiplas etapas - FiME **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, 13, n. 1, p. 17, 2008.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: UFMG/Departamento de Engenharia Sanitária, 2005. 452 p.

WANG, J.; SICKINGER, M.; CIOBOTA, V.; HERRMANN, M. *et al.* Revealing the microbial community structure of clogging materials in dewatering wells differing in physico-chemical parameters in an open-cast mining area. **Water Research**, 63, n. 14, p. 11, 2014/10/15 2014.

WEBER-SHIRK, M. L.; DICK, R. Biological mechanisms in slow sand filters. **American Water Works Association.**, 89, n. 2, p. 72, 1997.

WEBER-SHIRK, M. L.; DICK, R. I. Physical—chemical mechanisms in slow sand filters. **American Water Works Association.**, 89, n. 1, p. 13, 1997.

WEGELIN, M. **Surface water treatment by roughing filters**. Cali - Colombia: University del Valle, 1992. 180 p.

WEGELIN, M. **Surface water treatment by roughing filters : a design, construction and operation manual**. St. Gallen, Switzerland: SKAT (Swiss Centre for Development Cooperation in Technology and Management), 1996.

WICHTMANN, T.; TRIANTAFYLLIDIS, T.; SPÄTH, L. On the influence of grain shape on the cumulative deformations in sand under drained high-cyclic loading. **Soils and Foundations**, 59, n. 1, p. 9, 2019/02/01 2019.

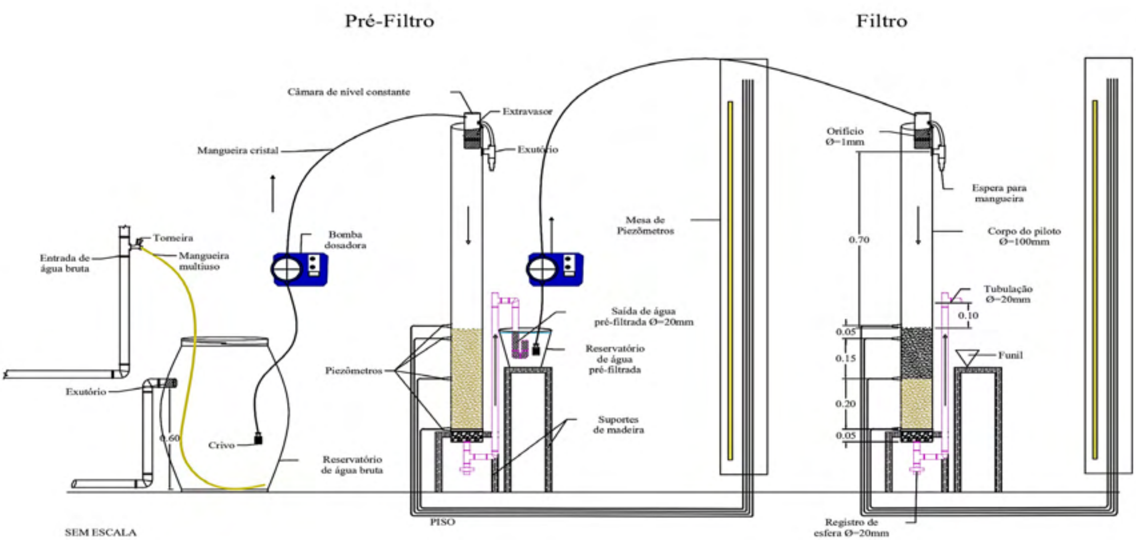
WIECHETECK, G. K. Influência do método de lavagem por características de carvões antracitoso e betuminoso utilizados em meio filtrante. São Carlos - SP: USP. Mestrado**:** 175 p. 1996.

YIN, S.; SHAO, Y.; WU, A.; WANG, S. *et al.* The effect of ferrous ions on hydraulic conductivity in fine tailings. **Engineering Geology**, 260, n. 105243, p. 23, 2019/10/03/ 2019.

YOUNG-ROJANSCHI, C.; MADRAMOOTOO, C. Intermittent versus continuous operation of biosand filters. **Water Research**, 49, n. 6, p. 10, 2014/02/01 2014.

ZHANGZHONG, L.; YANG, P.; ZHEN, W.; ZHANG, X. *et al.* A kinetic model for the chemical clogging of drip irrigation system using saline water. **Agricultural Water Management**, 223, n. 105696, p. 9, 2019/08/20/ 2019.

APÊNDICE – DESENHO ESQUEMÁTICO DO SISTEMA COMPLETO



SOBRE OS AUTORES

SAMUEL LUNARDI - Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, 2021), onde desenvolveu pesquisa sobre o tema pré-filtração seguida de filtração lenta de dupla camada. Possui graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária pela Universidade Federal de Santa Maria (UFSM,2018), onde trabalhou com tecnologias aplicadas ao meio ambiente, sistemas de pré-tratamento e tratamento de águas de abastecimento, águas residuárias e sistemas de monitoramento remoto de águas subterrâneas. Atua vinculado ao Conselho Regional de Engenharia e Agronomia do Rio Grande do Sul, com consultoria ambiental desde o ano de 2018. Também atua desde 2019, como consultor técnico da empresa júnior Ecológica (UFSM).

MARCELLE MARTINS - Doutoranda em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC, 2021); Mestra em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, 2021); Especialista em Gestão Ambiental e Desenvolvimento Sustentável pelo Centro Universitário Internacional (UNINTER, 2019); Engenheira Sanitarista e Ambiental pela Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, 2018). Insere-se na linha de tecnologias aplicadas ao meio ambiente, conduzindo pesquisas relacionadas ao desenvolvimento e potencialização de técnicas de tratamento de água, além de realizar atividades de consultoria ambiental.

MARCUS BRUNO DOMINGUES SOARES - Engenheiro Sanitarista e Ambiental formado pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Mestre em Engenharia Ambiental (UFSC), onde realizou estudos sobre o uso da tecnologia da filtração em margem, como técnica alternativa de captação e tratamento de água para abastecimento público. Em paralelo, estudou a utilização da tecnologia da filtração lenta convencional e retrolavável como método de tratamento de água para abastecimento em pequenas comunidades. Doutor em Engenharia formado pela Universidade de Tecnologia de Berlim (Technische Universität Berlin) em parceria com a Universidade de Ciências Aplicadas de Dresden (Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden), onde tornou-se especialista em processos de colmatação de meios filtrantes durante o uso da técnica da filtração em margem. Ex-Bolsista DAAD. Atualmente é professor adjunto da Universidade Federal de Santa Maria campus Frederico Westphalen, onde ministra aula nos programas de graduação e pós-graduação do curso. Desenvolve pesquisa sobre a implantação da técnica da filtração em margem, filtração lenta e tecnologias alternativas para tratamento de água no Brasil, em parceria com a Universidade de Ciências Aplicadas de Dresden, Alemanha e a Universidade Federal de Santa Catarina, Universidade Tecnológica da Costa Rica. Possui experiência em aplicação de tecnologias alternativas de tratamento de água no Brasil, Alemanha, Rússia, Tailândia, Índia e Egito.

BRUNO SEGALLA PIZZOLATTI - Possui graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina (2007), mestrado (2010) e doutorado (2014) em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina (2010) atuando em pesquisa principalmente nos seguintes temas: tratamento de água de abastecimento; tratamento simplificado para o meio rural e tecnologias de potabilização para residências isoladas; filtração lenta retrolavável; filtração em margem. Atualmente é professor efetivo da Universidade Federal de Santa Catarina, lotado no departamento de

Engenharia Sanitária e Ambiental. Onde atua nas áreas de hidráulica; hidráulica aplicada a sistemas e tratamento de água de abastecimento; e operações unitárias de tratamento de água de abastecimento.

VANESSA DE ANDRADE PUHL - Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, 2021), onde realizou pesquisa avaliando a colmatação biológica através da atividade enzimática em filtros lentos intermitentes para uso unifamiliar. Possui graduação em Ciências Biológicas pela Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões (2002). Com atuação em projetos de pesquisas principalmente nos seguintes temas: Plano de Gerenciamento de Resíduos Hospitalares, Meio Ambiente e Relações Antrópicas, Sistema de Pré-Filtração de Água para Abastecimento Via Filtração em Disco, Aspectos da Técnica de Filtração em Margem em Experimento de Colunas.

GABRIEL LUNARDI - Atualmente é graduando em engenharia ambiental e sanitária (UFSM 2017 - 2022). Trabalhou em pesquisas relacionadas a contaminação por Necrochorume e qualidade do solo em 2020. Trabalhou em projeto de pesquisa relacionado a qualidade da água em 2019. Também atual no auxílio de consultoria ambiental junto à empresa Cicle.

ANDRESSA GABRIELA GLUSCZAK - Possui graduação em Engenheira Ambiental e Sanitária pela Universidade Federal de Santa Maria, campus de Frederico Westphalen (2016). Mestrado do Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil, na área de concentração em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal de Santa Maria (2018). Foi professora substituta na Universidade Federal de Santa Maria, campus de Frederico Westphalen (2019). Atualmente é doutoranda do Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, na Universidade Federal de Santa Maria. Possui interessem nas áreas de: tratamento de água, alternativas ao tratamento de água para pequenas comunidades, tecnologias; saneamento ambiental.

TIAGO ONUCZAK PONCIO - Engenheiro Civil formado pela Universidade Regional Integrada - URI Campus Frederico Westphalen. Sou sócio proprietário da empresa Pomtto Arquitetura e Engenharia (Frederico Westphalen/RS). Mestrando do curso de Ciência e Tecnologia Ambiental da UFSM (Universidade Federal de Santa Maria - Campus Frederico Westphalen). Especialista em Docência do Ensino Superior e Tutoria de Educação a Distância pela Faculdade Batista. Especialista em Engenharia de Avaliações e Perícias - UniBF Faculdades. Pós-Graduado em MBA Executivo em Gestão de Projetos - UniBF Faculdades. Professor das disciplinas de Mecânica dos Solos, Introdução às Estruturas e Fundações II.

Investigação de aspectos construtivos e operacionais

DE PRÉ FILTRAÇÃO

seguida de

FILTRAÇÃO LENTA



www.atenaeditora.com.br
contato@atenaeditora.com.br
@atenaeditora
www.facebook.com/atenaeditora.com.br

Atena Editora
Ano 2022

Investigação de aspectos construtivos e operacionais

DE PRÉ FILTRAÇÃO
seguida de
FILTRAÇÃO LENTA



www.atenaeditora.com.br

contato@atenaeditora.com.br

@atenaeditora

www.facebook.com/atenaeditora.com.br

Atena Editora

Ano 2022